



Manuel pour la création de marchés de la biodiversité

PRINCIPAUX ENJEUX



Manuel pour la création de marchés de la biodiversité

PRINCIPAUX ENJEUX



ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements de 30 démocraties œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux, que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, la Corée, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les interprétations exprimées ne reflètent pas nécessairement les vues de l'OCDE ou des gouvernements de ses pays membres.

Publié en anglais sous le titre :

Handbook of Market Creation for Biodiversity

Issues in Implementation

© OCDE 2005

Toute reproduction, copie, transmission ou traduction de cette publication doit faire l'objet d'une autorisation écrite. Les demandes doivent être adressées aux Éditions OCDE rights@oecd.org ou par fax (33 1) 45 24 13 91. Les demandes d'autorisation de photocopie partielle doivent être adressées directement au Centre français d'exploitation du droit de copie, 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris, France (contact@cfcopies.com).

Avant-propos

Peu après la signature des différents accords relatifs à la biodiversité issus du Sommet Planète Terre de 1992 à Rio, l'OCDE a engagé des activités d'analyse des politiques à l'appui de leurs objectifs et n'a plus cessé depuis lors de travailler sur cette problématique. Le Groupe d'experts sur les aspects économiques de la biodiversité s'est penché dans un premier temps sur le recours à des incitations économiques pour promouvoir la conservation et l'utilisation durable des ressources liées à la biodiversité. Le Groupe d'experts et le Sous-groupe sur les aspects économiques de la biodiversité (SGAEB) qui lui a succédé sont à l'origine d'une série de contributions à l'élaboration de la politique qui se fondent sur l'analyse économique. C'est ainsi que des manuels traitant aussi bien des mesures d'incitation que de l'évaluation de la biodiversité ont déjà été publiés.

Le Manuel pour la création de marchés de la biodiversité constitue la dernière en date des contributions du SGAEB. On y trouvera une synthèse des approches par le marché visant à rendre la protection de la biodiversité aussi compatible que possible avec le développement économique. Comme les ouvrages précédents, il s'adresse avant tout aux décideurs et aux autres parties intéressées qui s'attachent à mettre en place un cadre et un climat permettant le fonctionnement de marchés respectueux de la biodiversité. A cette fin, il examine très largement les fondements des institutions du marché et leur rôle à l'appui de l'utilisation durable de la biodiversité. Pour autant, le manuel ne se contente pas de traiter le sujet de façon abstraite, mais propose aussi des conseils pratiques et nombre d'exemples et d'études de cas concernant la mise en œuvre.

Le langage des marchés et de leur fonctionnement est essentiellement celui de l'économie, et les travaux présentés ici sont très largement imprégnés d'analyse économique. Le but est néanmoins de présenter ces travaux sous une forme qui soit accessible à tout l'éventail des acteurs et des professionnels intervenant dans l'élaboration de la politique en matière de biodiversité. Si des fondements analytiques solides ne représentent qu'une partie du soubassement nécessaire à la formulation de politiques valables, il n'en demeure pas moins essentiel de bien intégrer un certain nombre de leçons qui en dérivent. Sur la base de ces fondements, on peut alors élaborer les mesures qui permettront de régler les cas particuliers découlant des particularités du comportement humain et des coutumes.

Cet ouvrage a été rédigé sous la direction du SGAEB avec le concours de Philip Bagnoli (Secrétariat de l'OCDE), du Professeur Timothy Swanson (University College, Londres) et du Professeur Andreas Kontoleon (Cambridge University). Nous tenons à remercier les gouvernements de la France et du Danemark pour leur contribution financière.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.

Table des matières

Résumé	9
Chapitre 1. Introduction	15
Chapitre 2. Cadre conceptuel : une approche économique	25
Types de marchés	31
Qu'est-ce qui fait que les marchés « fonctionnent » ?	32
Fondements juridiques/institutionnels du bon fonctionnement des marchés	34
Corriger les imperfections du marché dans l'optique de la biodiversité	37
Application à la biodiversité	40
Suivi et contrôle de l'application	47
Réserves et dilemmes	48
Conclusion – Institutions de soutien pour les marchés de la biodiversité	50
Chapitre 3. Institutions de soutien – Droits de propriété	53
Créer des marchés – choix des institutions adaptées de droits de propriété	54
Choisir le régime approprié de droits de propriété – division des droits entre les secteurs public et privé	58
Appliquer l'institution de droits de propriété idoine en fonction de la nature de la ressource	60
Appliquer le droit de propriété idoine – privé et collectif	64
Les limites de la méthode fondée sur la création de marchés	66
Chapitre 4. Valeur économique de la biodiversité	69
Valeurs et techniques d'évaluation	71
L'évaluation et le processus de création de marchés pour la conservation de la biodiversité	74
Valeurs économiques de la biodiversité : faits et chiffres	78
Conclusion – Évaluation	101
Annexe. Panorama des techniques d'évaluation monétaire	110

Chapitre 5. Rôle direct des responsables de l'action publique incitations	115
Employer les incitations pour créer des marchés	116
Incitations positives	117
Mesures dissuasives	127
Suppression des subventions préjudiciables	129
Chapitre 6. Mesures de soutien aux créateurs de marchés	145
Instruments d'information	146
Les instruments financiers au service de la biodiversité	152
Renforcement des capacités scientifiques et techniques	162
Mesures de soutien aux créateurs de marchés – conclusion	165
Chapitre 7. Panoplies de mesures en faveur de la biodiversité	169
Panoplies de mesures	171
Mise en œuvre de la panoplie	176
Annexe. Instruments et objectifs	182
Chapitre 8. Création de marchés : résumé de la mise en œuvre	185
Création de marchés	186
Réserves et dilemmes	193
Application aux écosystèmes	195
Conclusion	198

Liste des encadrés

1.1. Quelques avantages de la biodiversité	17
1.2. Y a-t-il perte de biodiversité ?	21
2.1. Exemples d'externalités de la biodiversité	39
2.2. Les droits de propriété privés et le mouvement de conservation en Afrique	43
2.3. Certification de produits dans le cadre du commerce international	46
3.1. Aux origines de la propriété publique des espèces sauvages	56
3.2. Choix du régime de gestion de l'éléphant d'Afrique	57
3.3. Marchés de la biodiversité fondés sur la gestion de l'accès aux habitats : tarification optimale des parcs	61
3.4. Marchés de la biodiversité fondés sur des droits divisibles sur les habitats : servitudes et fiducies	62
3.5. Marchés de la biodiversité fondés sur la gestion de l'accès aux ressources : les systèmes de contingents transférables	63
3.6. Marchés de la biodiversité fondés sur le groupage : mise en place de marchés de substitution	63
4.1. Tarification optimale à l'entrée des parcs	77
4.2. Évaluation, comportements des consommateurs et création de marchés	78
4.3. La coopération sud-africaine en faveur de la conservation	86
4.4. Contraintes de capacité de charge et écotourisme durable	89

4.5. L'appropriation des services fournis par les bassins hydrographiques au moyen de banques d'échanges permettant de préserver les zones humides	99
5.1. Paiements directs et indirects au titre des espèces en danger	119
5.2. Programme Bush Tender	121
5.3. Obligations liées à des objectifs environnementaux	124
5.4. Paiements au titre de services environnementaux au Costa Rica ...	126
5.5. Subventions préjudiciables : agriculture	130
5.6. Nouvelle-Zélande : les QIT	136
6.1. L'écolabel Swan	149
6.2. Certification des éléments décoratifs d'origine marine	151
6.3. Marchés de capitaux et conservation de la biodiversité	153
6.4. Les fonds dédiés aux Pays-Bas	154
6.5. L'EcoEnterprises Fund	156
6.6. Le Terra Capital Fund	158
6.7. Échanges dettes/nature	160
7.1. Choisir les mesures appropriées	172
7.2. Une panoplie d'instruments pour des objectifs multiples	177
7.3. Les multiples valeurs marchandes de la forêt ombrophile	179
8.1. Éléments de la création de marchés et de leur amélioration	187
8.2. Incitations en faveur du boisement	197

Liste des tableaux

2.1. Comparaison entre Charm el-Cheikh et Hurghada selon certains paramètres clés	41
3.1. Choix des institutions de base pour la gestion des ressources de la biodiversité et de leur habitat	59
3.2. Caractéristiques des droits de propriété (permis)	65
4.1. Les produits forestiers autres que le bois (PFAB) en pourcentage des revenus des ménages	80
4.2. Estimations de la valeur pharmaceutique de différentes zones de « points chauds » (consentement à payer maximal par hectare en USD	94
4.3. Évaluation des fonctions des bassins hydrographiques	97
6.1. Échanges dettes/nature 1987-2003	161

Liste des figures

1. Schéma théorique	11
2.1. Marchés de flux environnementaux	28
2.2. Niveaux d'exploitation et création de rentes	38
4.1. Catégories de valeur de différents éléments et fonctions de la biodiversité	72
4.2. Méthodes de tarification et d'évaluation	72
5.1. Liste d'éléments clés utilisable pour déterminer si une subvention est préjudiciable	140

ISBN 92-64-00646-X

Manuel pour la création de marchés de la biodiversité :

Principaux enjeux

© OCDE 2005

Résumé

Cet ouvrage se veut un guide théorique assorti d'exemples pratiques de la création de marchés au service de l'utilisation durable et de la conservation de la biodiversité. Il expose bon nombre d'aspects que les décideurs et les hommes de terrain devraient prendre en considération dans l'élaboration de stratégies visant à assurer une plus grande compatibilité entre les politiques en matière de biodiversité et le développement économique. La création de marchés est efficace car c'est souvent la méthode la plus directe pour résoudre le problème du déclin de la biodiversité. Elle peut porter sur de nombreux aspects différents – terrains, usages des terrains, flux particuliers de diversité biologique, choses associées à la biodiversité.

Les problèmes qui font que des biens et services de valeur liés à la biodiversité ne sont pas fournis ont déjà été analysés en détail dans d'autres travaux de l'OCDE, (par exemple 2002 ; OCDE, 2003). Ils sont présentés brièvement dans les premiers chapitres de ce manuel afin de situer le contexte. Ces problèmes relèvent de différentes formes de *défaillance du marché*, à l'origine desquelles il y a souvent l'existence d'externalités, une information imparfaite ou le caractère « public » de certains biens et services. Cette dernière forme de défaillance, liée au caractère « public », tient au fait que certains biens ou services sont *non excluables* ou *non rivaux*, de sorte qu'ils ne sont pas aisément commercialisables.

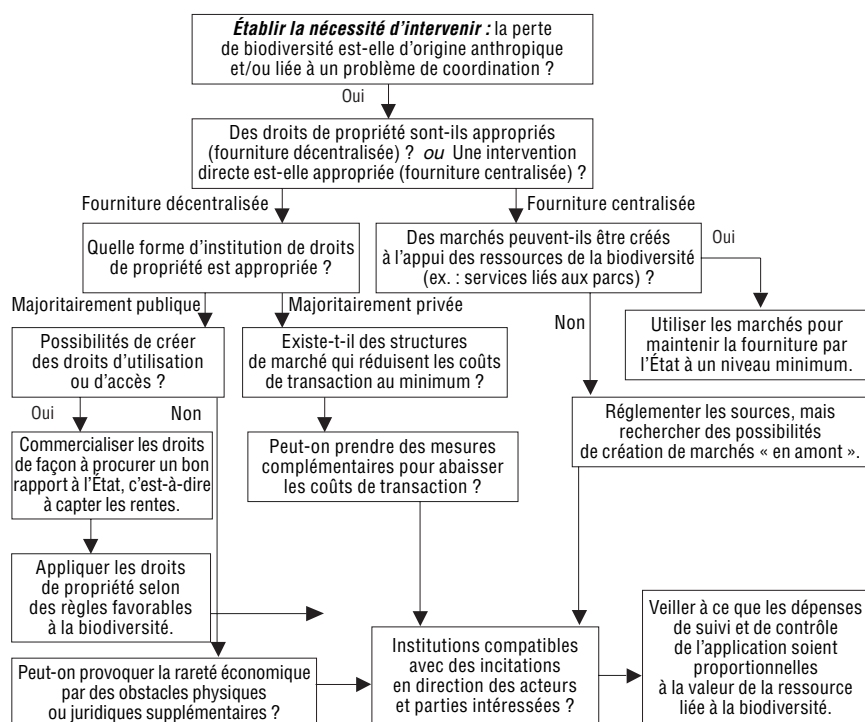
Comprendre la raison pour laquelle la biodiversité n'est pas immédiatement commercialisable représente une importante et difficile première étape pour s'attaquer à une défaillance du marché. Une fois franchie cette première étape difficile, il est possible, le cas échéant, par contre d'établir par une intervention publique les conditions dans lesquelles le bien est produit par le marché lui-même, plutôt que par le secteur public. On peut considérer cette démarche à la fois comme une approche plus directe de la fourniture du bien ou service voulu, et comme une solution qui peut se traduire par des dépenses publiques moindres à long terme. Cependant, lorsque la cause du problème de la commercialisation est particulièrement tenace, il est possible que les pouvoirs publics soient obligés d'intervenir davantage dans la fourniture du bien ou service.

Les facteurs à l'origine de pressions et les solutions possibles étant nombreuses, les moyens de résoudre les problèmes qui causent une perte de biodiversité le sont également. Cependant, un seul d'entre eux permet généralement de réduire au minimum les coûts induits. C'est l'aptitude de l'analyste à faire le tri des problèmes et des solutions qui détermine dans

quelle mesure la politique adoptée apporte une réponse optimale. L'obtention de résultats à un coût élevé dans un domaine particulier risque de se répercuter défavorablement sur le programme global de l'action gouvernementale en amenuisant les ressources publiques et même en induisant un « effet de découragement », d'où la nécessité de faire en sorte que chaque politique produise des retombées optimales.

La figure ci-dessous expose le schéma théorique qui sous-tend ce manuel. En l'occurrence, elle présente sous forme d'enchaînement logique un certain nombre de questions clés et d'approches contribuant à apporter une solution aux défaillances du marché qui se répercutent sur la biodiversité. Ce diagramme se fonde sur le principe économique selon lequel, lorsqu'une activité marchande est entreprise moyennant une comptabilisation de tous les coûts et avantages liés à l'utilisation de ressources, les marchés correspondants donnent lieu à une utilisation des ressources qui aboutit au résultat optimal.

Graphique 1. **Schéma théorique**



Quels sont les éléments de la biodiversité qui disparaissent : les causes de la perte de biodiversité sont-elles anthropiques ou naturelles ?

Les extinctions imputables à l'homme sont certes une cause importante de recul de la biodiversité (voir Gibbs, 2001, pour une présentation non technique de la question), mais les modifications géologiques, climatiques, voire locales ont également par le passé conduit à d'importantes modifications de la composition des espèces (MacDougall, 1998). Par conséquent, il est important d'identifier les causes sous-jacentes de la perte de biodiversité dans la mesure où l'objectif de l'action publique ne consiste pas à interdire purement et simplement toute disparition – il s'agit d'assurer une utilisation durable et un degré de conservation qui profitent à tous. A cette fin, les politiques en matière de biodiversité doivent trouver un équilibre entre le bien-être (qui comprend l'utilisation et la conservation de la biodiversité) et le recul de la biodiversité.

Jusqu'à quel point les droits de propriété peuvent-ils remédier au problème ?

Répondre au recul perçu de la biodiversité suppose également de bien comprendre, en se plaçant dans une perspective orientée vers l'action, comment celui-ci se produit. S'agissant d'un bien public, une intervention s'impose soit parce que l'utilisation (directe ou indirecte) que fait une personne d'un bien ou service ne diminue en rien sa disponibilité pour les autres (non-rivalité), soit parce qu'il n'est pas possible d'empêcher d'autres personnes de l'utiliser (non-excluabilité). Dans l'un et l'autre cas, la négociabilité du bien ou service est faible car le fournisseur n'est pas certain de recouvrer les dépenses – même minimales – engagées pour le développer.

S'attaquer aux sources de pressions sur la biodiversité implique de décider comment – de façon centralisée ou décentralisée – les ressources liées à la biodiversité doivent être fournies. Lorsque la fourniture décentralisée constitue la solution la plus efficace, il s'agit d'établir le régime de droits de propriété adéquat. Cela ne signifie pas qu'il suffit de confier les choses au secteur privé. Les droits de propriété peuvent prendre de nombreuses formes et faire intervenir des aspects juridiques et institutionnels complexes. Bien souvent, ils nécessitent une intervention ou un soutien direct des pouvoirs publics. Une fois établie la forme de droits de propriété qui convient, d'importants efforts s'imposent en outre pour faire en sorte que les pouvoirs publics et les autres acteurs remplissent effectivement leur fonction de soutien.

Lorsqu'il est vraisemblable que la fourniture centralisée constitue la solution la plus efficace, les pouvoirs publics ont un rôle plus important à jouer, mais il reste possible de faire intervenir les marchés. Les finances publiques étant très sollicitées par ailleurs, un objectif important consiste à trouver les

moyens d'assurer la viabilité des services, même de ceux dont la fourniture est centralisée. Il est possible d'agir dans ce sens en créant ou en soutenant des filières secondaires, telles que des services d'organisation de circuits guidés ou d'hébergement fournis par le secteur privé (mais dont on fait en sorte qu'ils concourent au maintien de la ressource liée à la biodiversité).

Qui sont les acteurs concernés ? Quels sont les effets qui s'exerceront vraisemblablement sur eux ?

Le processus d'élaboration d'une politique (en matière de biodiversité) empiète parfois sur des droits implicites ou explicites préexistants. En règle générale, cela est fait au bénéfice d'un groupe plus important – on estime souvent que les coûts induits par la conservation de la biodiversité ont un caractère local tandis que les avantages ont un caractère mondial. Il s'agit clairement d'une politique redistributive dans la mesure où un groupe en tire avantage au détriment d'un autre : la collectivité locale y perd alors que la collectivité mondiale y gagne. Cependant, les forces du marché ne garantissent pas que les avantages bénéficiant à la collectivité mondiale au sens large sont partagés avec ceux qui sont directement touchés par cette politique. La redistribution implicite (et parfois explicite) a donc certaines implications éthiques qui doivent être prises en compte. Aspect peut-être plus important encore, la redistribution peut engendrer des obstacles qui, au bout du compte, risquent de saper la création de marchés si les personnes touchées subissent des conséquences significatives.

Suivi et contrôle de l'application

Suivre et surveiller la bonne marche d'une politique après sa mise en application sont des activités qui font partie intégrante de toute stratégie en matière de biodiversité. Les corrections éventuellement requises ne peuvent être mises en œuvre que si l'on a procédé à une évaluation pour repérer les problèmes imprévus. Pour contrôler la réalisation des objectifs, il faut que ceux-ci soient quantifiables sous une forme ou une autre. Les objectifs axés sur les résultats fixent des objectifs chiffrés qu'il faut atteindre, tandis que les objectifs axés sur les processus fixent des critères de fonctionnement auxquels un système doit se conformer. En règle générale, les premiers sont davantage compatibles avec les instruments économiques car il est plus probable qu'ils prescrivent des résultats faciles à associer à des incitations économiques – laissant à ceux qui sont bien informés le soin de déterminer les modalités de leur réalisation. De même, le suivi de ces objectifs est plus simple dans la mesure où il est plus facile d'observer des résultats que des processus. Cependant, dans un cas comme dans l'autre, il faut généralement consacrer des ressources suffisantes au suivi pour avoir une bonne probabilité de savoir ce qui se passe. Autrement dit, l'effort de suivi doit être économique.

Le contrôle de l'application constitue également un impératif pour assurer la compatibilité avec les incitations. Il importe cependant d'éviter de dépasser dans ce contexte la valeur de la ressource. Le contrôle de l'application ayant pour but de dissuader les acteurs de se livrer à des activités non souhaitables, son niveau approprié est celui où les dépenses supplémentaires que l'on y consacre sont égales au bénéfice supplémentaire qui en découle.

Création de marchés

La création de marchés de la biodiversité s'inscrit dans une tendance lourde de l'action publique qui voit les gouvernements chercher à mettre à profit le même gisement de talent entrepreneurial à qui l'on doit bon nombre d'aménités de la vie moderne. Elle tente de faire appel à la puissance créatrice des entrepreneurs et de la réorienter vers l'amélioration de la qualité de l'environnement. S'il est admis que l'action par voie réglementaire (mesures contraignantes) a toute sa place dans la panoplie des instruments à la disposition des pouvoirs publics, le recours à la création de marchés dans le domaine de la biodiversité s'impose de toute évidence. Depuis une vingtaine d'années, de nombreux secteurs de l'économie ont été réformés de façon à laisser davantage jouer les mécanismes du marché, et on estime que cela a eu des effets positifs notables (OCDE, 2001). Cette approche permet en outre de moins mettre à contribution les budgets publics au moment où les gouvernements sont confrontés à d'autres problèmes fondamentaux, comme ceux des soins de santé et des retraites.

L'ouvrage *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable* (OCDE, 2003), a examiné le large éventail de domaines où des marchés ont été mis en place et le degré de réussite rencontré par ces initiatives. Cette étude forme le soubassement du présent manuel ; les principes développés et explorés ici y sont clairement illustrés. Le présent manuel se veut un guide à l'intention de ceux qui participent à l'élaboration de la politique (les décideurs, leurs conseillers, les défenseurs des politiques gouvernementales). Cependant, il est aussi rédigé pour être accessible aux non-spécialistes qui souhaitent comprendre comment des approches par le marché peuvent améliorer la conservation de la biodiversité et rendre son utilisation plus durable.

Références

- Gibbs, W. W. (2001), « On the Termination of Species », *Scientific American*, novembre, pp. 28-37.
- MacDougall, J. D. (1998), *A Short History of Planet Earth*, John Wiley & Sons.
- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*, Paris.
- OCDE (2003), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, Paris.

Chapitre 1

Introduction

Un large éventail d'expériences a été mené en matière de recours à des instruments en vue de conserver et d'exploiter de façon durable la biodiversité. Aussi les décideurs et leurs conseillers peuvent-ils aujourd'hui s'appuyer sur une vaste somme de connaissances pour apprécier la souplesse et l'efficacité de différents instruments, fondés ou non sur le marché. Plus récemment, des exemples concluants et particulièrement intéressants de création de marchés ont fermement ancré la biodiversité dans le contexte de la croissance économique et du développement. Dans un certain nombre de cas, l'activité entrepreneuriale a été mise à profit pour faire en sorte que les résultats du marché soient compatibles avec des objectifs sociaux. Malheureusement, la plupart des efforts de création de marchés s'accompagnent toujours d'un certain degré d'imprévisibilité. Si les initiatives entrepreneuriales ne sont jamais exemptes de risques, certains principes peuvent être appliqués pour réduire au minimum ces risques. Un examen attentif des enseignements (économiques) qui se dégagent des réussites (et des échecs) peut permettre de formuler des orientations à l'intention des décideurs des pays membres de l'OCDE et des pays non membres qui cherchent à créer des marchés de la biodiversité. Le présent chapitre introductif examine le contexte dans lequel seront appliqués ces enseignements.

La gestion de la biodiversité a commencé à être considérée comme une notion importante quand il a fallu se rendre à l'évidence que la résolution de bon nombre de problèmes d'environnement existants ne suffirait pas forcément à susciter une situation de viabilité écologique à long terme. L'adoption de politiques adaptées pour assurer la propreté de l'eau et de l'air, prévenir l'extinction des espèces et faire face à d'autres préoccupations permettrait certes d'améliorer la qualité de vie de beaucoup – et de s'attaquer ainsi concrètement à des problèmes qui constituent, y compris dans les pays de l'OCDE, des questions de vie ou de mort –, mais cette démarche seule laisserait subsister des lacunes importantes dans le cadre de la politique de l'environnement en ce qui concerne la durabilité des écosystèmes sous-jacents. Le problème prend un relief particulier dans un contexte de croissance économique ininterrompue. Le fait de régler les problèmes urgents d'aujourd'hui ne permet pas nécessairement de s'assurer que la croissance économique de demain sera compatible avec la qualité de l'environnement à long terme et la pérennité des aménités environnementales auxquelles beaucoup de gens aspirent. En effet, si de nombreux problèmes existent de façon autonome – avec des causes et des résultats identifiables –, l'impact cumulé des activités humaines sur l'environnement est bien supérieur à la somme de tous les problèmes. Le terme « biodiversité », par exemple, vise à traduire l'idée que la variété est en soi importante, que la disparition d'un élément de la biodiversité signifie non seulement la perte de la fonction immédiate que celui-ci remplissait, mais aussi une perte qui peut avoir des conséquences pour l'intégrité de l'écosystème dans son ensemble. On peut donc avancer que la biodiversité est la caractéristique de l'écosystème qui fait de l'ensemble bien plus que la somme de ses composantes, qui fait que l'écosystème ne se résume pas à la somme des espèces qu'il abrite.

Ainsi, le concept de biodiversité est destiné à amener les gens à ne pas se limiter à une approche locale de l'environnement, mais à l'envisager dans une perspective écosystémique plus large (mondiale). Cette perspective globale soulève cependant quelques difficultés si l'on se place du point de vue des pouvoirs publics. Dans le cadre de la politique économique, c'est la notion de *rareté* qui est à la base de la valeur économique. Or le problème de la biodiversité tient au fait qu'intrinsèquement, elle n'est pas rare puisqu'elle englobe de nombreuses composantes (nous verrons aussi plus loin que l'application de systèmes marchands à la biodiversité se heurte à quelques problèmes inhérents à ces systèmes). L'étroite interdépendance qui caractérise la biodiversité est ce

qui fait qu'il est difficile de faire en sorte qu'une valeur correcte lui soit attribuée sur le marché.

De fait, il est rarement possible d'isoler l'impact de la disparition d'une espèce ou d'un écosystème donné et de repérer l'ensemble de ses répercussions. Il est rare, aussi, que la biodiversité manifeste sa rareté sous une forme qui lui confère de la valeur économique. Pour lui conférer une valeur (économique), il faut en quelque sorte attribuer une valeur à la synergie qui existe entre les espèces de façon à rendre convenablement compte de leur rareté relative. Autrement dit, il faut tendre vers une connaissance plus approfondie de la contribution apportée par chaque espèce au système écologique – et même économique. Le défi est de taille. Pour donner un éclairage plus concret à ce problème, examinons les valeurs présentées dans l'encadré 1.1, qui sont aux yeux de certains les valeurs les moins contestables que l'on peut attribuer à la biodiversité.

Encadré 1.1. Quelques avantages de la biodiversité

Avantages économiques

La productivité des terres est supérieure (dans le temps) lorsque la biodiversité est maintenue.

La biodiversité constitue un réservoir de matériaux et de composés dont les avantages potentiels restent à découvrir.

Protection contre les mutations des agents pathogènes

La diversité génétique prévient l'apparition de « super-pathogènes » qui peuvent avoir des conséquences catastrophiques pour les sources alimentaires, etc.

Services assurés par les écosystèmes

La biodiversité contribue à l'économie par de nombreuses fonctions auxquelles aucun prix n'est actuellement attaché, mais dont le remplacement serait coûteux.

Esthétique

La diversité possède une valeur intrinsèque.

Source : Ehrlich et Ehrlich (1992).

Même dans les circonstances les plus favorables, tous ces avantages sont très difficiles à mesurer. Les interconnexions que représente chacun d'eux sont complexes et généralement mal connues. Par conséquent, il n'est guère aisé de s'assurer que l'utilisation de la biodiversité reflète sa rareté eu égard à l'intégralité de sa contribution dans chaque domaine. En outre, le problème est compliqué par

le fait que certaines caractéristiques des ressources liées à la biodiversité – désignées par le terme « biens publics » – se prêtent mal à la commercialisation même s'il est possible de les mesurer au moins en partie. Une nouvelle fois, la rareté qui engendre de la valeur économique est difficile à obtenir. En règle générale, les marchés compatibles avec la biodiversité n'apparaissent pas spontanément, mais doivent être cultivés par les pouvoirs publics.

Si l'on s'intéresse aux marchés en tant que moyen d'atteindre des objectifs liés à la biodiversité, c'est parce qu'ils ont fait la preuve de leur efficacité dans d'autres domaines de l'action publique. Le recours à des incitations fondées sur le jeu du marché pour *stimuler* des changements de comportement – de façon efficace et économe – s'est révélé très probant dans de nombreux secteurs d'activité. On trouvera dans OCDE (2001) une présentation et un examen de certaines de ces expériences concluantes. A l'évidence, d'autres approches non fondées sur le jeu du marché – des approches réglementaires, par exemple – pourraient permettre d'obtenir l'attribution d'une valeur appropriée à la biodiversité dans le cadre de ses utilisations économiques. Les instruments réglementaires peuvent même dans certains cas se révéler moins coûteux que ceux fondés sur le jeu du marché.¹ Cependant, l'avantage de la création de marchés tient au fait qu'elle peut permettre d'atteindre les objectifs fixés par les pouvoirs publics de façon plus souple et à un coût minimal (en termes de dépenses publiques, mais aussi de perturbations économiques).

Comme le montrent les travaux antérieurs de l'OCDE, il peut y avoir intérêt à exploiter bien plus largement les mécanismes du marché dans beaucoup de secteurs de l'action des pouvoirs publics – et même à réformer un certain nombre de politiques afin qu'elles soient davantage tournées vers le marché. Dans bien des cas, le recours à la création de marchés constitue une évolution bien plus qu'une rupture. Considérons, par exemple, les secteurs où le marché a pris une importance accrue à la suite d'une déréglementation. Le plus souvent, le dispositif réglementaire n'a pas été complètement supprimé, il a été réduit jusqu'au point où, de l'avis des autorités, les marchés étaient en mesure de fonctionner de façon autonome. Les quelques (ou parfois les nombreuses) réglementations maintenues visaient à donner des assurances aux acteurs du marché. Ainsi, s'il a été déréglementé dans certains pays, le secteur du transport aérien est resté soumis à des normes de sécurité afin que les passagers puissent emprunter les avions en toute confiance.

L'approche consistant à assurer le bon fonctionnement des marchés convient bien évidemment aux ressources qui font déjà l'objet de vastes échanges sur un marché, comme l'ivoire ou les services écotouristiques (Swanson et Luxmoore, 1996). Elle peut aussi constituer une option envisageable pour les ressources qui sont utilisées comme produits de base mais ne donnent pas nécessairement lieu à des échanges, telles que les ressources phytogénétiques ou les plantes médicinales (Swanson, 1995). Enfin, il est

d'autres utilisations qui peuvent faire l'objet d'échanges lorsqu'elles sont groupées avec des biens et services échangeables (par exemple, services fournis par les bassins versants) (Heal, 1999 ; 2000).

Dans beaucoup d'autres cas, la création de marchés est faisable. Elle exige cependant que les décideurs analysent les imperfections qui entravent le cas échéant l'attribution d'une valeur correcte et qui empêchent qu'une ressource de la biodiversité soit échangée sans difficulté sur le marché. Ces imperfections peuvent être corrigées par des réformes spécifiques ou par une démarche plus générale de développement des institutions. Les réformes spécifiques peuvent servir à remédier à des imperfections particulières (manque d'information, externalités ou problèmes d'excluabilité). Les efforts de développement des institutions en général peuvent être des tentatives d'établir des droits de propriété bien définis pour un bien ou service complexe (par exemple, contingents transférables pour les pêches ou droits de propriété intellectuelle pour les services d'information). L'objectif global est de créer le cadre institutionnel fondamental qui permette des échanges bien gérés entre ceux qui offrent et ceux qui demandent une ressource liée à la biodiversité.

L'ouvrage *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable* (OCDE, 2003), a examiné le large éventail de domaines où des marchés ont été mis en place et le degré de réussite rencontré par ces initiatives. Cette étude forme le soubassement du présent manuel ; les principes développés et explorés ici y sont clairement illustrés. Le présent manuel se veut un guide à l'intention de ceux qui participent à l'élaboration de la politique (les décideurs, leurs conseillers, les défenseurs des politiques gouvernementales). Cependant, il est aussi rédigé pour être accessible aux non-spécialistes qui souhaitent comprendre comment des approches par le marché peuvent améliorer la conservation de la biodiversité et rendre son utilisation plus durable.

L'engagement de faire de la création de marchés un instrument d'action en faveur de la biodiversité est reconnu dans les articles fondateurs de la Convention sur la diversité biologique (CDB) et dans les décisions prises depuis son adoption par la Conférence des Parties (CdP). L'un des objectifs de ce manuel est donc d'aider les pays à tenir leurs engagements en vertu de la CDB selon des modalités qui ont été acceptées par tous ses signataires. L'article 11 de la CDB, par exemple, appelle chaque Partie à :

« adopte[r], dans la mesure du possible et selon qu'il conviendra, des mesures économiquement et socialement rationnelles incitant à conserver et à utiliser durablement les éléments constitutifs de la diversité biologique ».

Les travaux antérieurs de l'OCDE (par exemple, OCDE, 1999) ont cherché à explorer certains des moyens permettant de mettre à profit les marchés

(incitations), de façon à donner aux décideurs des bases plus solides pour prendre des décisions. Dans les universités aussi, les chercheurs ont généralement accordé une plus grande attention aux questions concernant la mise en place de marchés. Dans certains cas cela s'est appliqué directement à la biodiversité (par exemple, Chichilnisky et Heal, 2000 ; Heal, 2000 ; Swanson, 1999). Néanmoins, la création et l'utilisation effectives de marchés pour la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité n'en sont qu'à leurs balbutiements. Il existe ici et là quelques exemples dont on a tenté de faire connaître les enseignements (par exemple, OCDE, 2003). Ce manuel essaie de s'attaquer au décalage qui existe entre les perspectives offertes par les marchés et leur utilisation en faisant la synthèse de certains des travaux réalisés dans ce domaine.

Qu'est-ce que la biodiversité ?

Pour beaucoup, la biodiversité est synonyme de « la vie sur terre ». On la considère implicitement ou explicitement comme renvoyant au nombre, à la variété et à la variabilité des organismes vivants. La biodiversité recouvre deux notions quelque peu différentes : le *nombre* d'organismes vivants différents, et leur *degré de différence*.

Sur un plan plus formel, la Convention sur la diversité biologique définit la « diversité biologique » comme la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

Sur un plan analytique, la biodiversité est aujourd'hui envisagée à trois niveaux hiérarchiques : les gènes, les espèces et les écosystèmes. Chacun de ces niveaux présente un intérêt pour les chercheurs et représente une facette importante de la biodiversité dans son ensemble. Dans la pratique, c'est cependant la diversité des espèces (diversité spécifique) qui joue un rôle central dans l'évaluation de la diversité et constitue un point de référence constant dans les analyses de la biodiversité.

On peut aussi appréhender la biodiversité dans une optique de mesure. En l'occurrence, trois aspects interviennent dans la mesure de la biodiversité : l'échelle, la composition et le point de vue. L'**échelle** peut être subdivisée en trois notions : la richesse en espèces au sein d'un écosystème local ; l'évolution de la richesse en espèces d'un écosystème à l'autre dans un paysage donné ; et la richesse en espèces pour une région ou un niveau géographique donné. Cette dernière est une notion plus globale et un indicateur qui dépend beaucoup plus des chocs planétaires que des chocs locaux (incendies de forêt, par exemple). La **composition** détermine ce qui constitue une population minimum viable pour la survie d'une espèce, sachant que la reproduction

Encadré 1.2. Y a-t-il perte de biodiversité ?

Si la perte de biodiversité est un phénomène généralement admis, certaines voix discordantes se font entendre. Le principal argument avancé par ceux qui réfutent la thèse de la perte est le suivant : puisque le nombre d'espèces existantes n'est pas connu (on a pu en inventorier à peine plus d'un million, mais il pourrait en exister de 3 à 100 millions), il n'est pas facile d'estimer combien d'entre elles sont en passe de disparaître. Compte tenu du taux d'extinction naturel, on peut difficilement savoir si les activités humaines ont contribué à accentuer un tant soit peu le phénomène. D'aucuns estiment aussi que toute élévation du taux d'extinction tend à affecter des espèces qui sont directement en concurrence avec l'être humain, c'est-à-dire les grands prédateurs et les herbivores. Ce dernier argument suppose que les extinctions sont limitées et ne constituent pas un phénomène à grande échelle.

On peut apporter deux réponses à ce scepticisme. D'une part, on peut faire remarquer que les estimations scientifiques du taux d'extinction naturel se sont affinées au fil des ans en réaction aux objections soulevées. Or ces estimations indiquent toujours un taux d'extinction plus élevé que dans le passé (pour un résumé non technique, voir Gibbs, 2001). Par conséquent, sur un plan scientifique, s'il peut subsister quelques débats résiduels, l'opinion majoritaire est que la perte de biodiversité est une réalité (pour être complet, signalons que quelques scientifiques ont commencé à mettre en garde contre une extinction massive d'origine anthropique semblable à certaines dont les fossiles ont laissé la trace). Les arguments de ceux qui émettent des doutes sur la perte de biodiversité sont non seulement pris en compte, ils sont aussi utilisés pour affiner les estimations des extinctions d'espèces.

D'autre part, on peut aussi répondre au scepticisme à l'égard du recul de la biodiversité sur un plan plus anthropocentrique, et donc davantage en rapport avec la politique publique. La perte de biodiversité est un sujet qui ne laisse pas indifférent de nombreuses personnes (lesquelles ont donc une préférence pour la biodiversité). Qui plus est, beaucoup estiment que l'être humain a l'obligation morale de se comporter en gardien et non en exploitateur de la richesse de la vie sur terre. Cet argument prend plus de poids à la lumière du fait que les générations futures auront une préférence relative plus forte encore pour cette diversité – étant donné la progression anticipée de leur revenu et de l'association de celui-ci avec les loisirs et les aménités environnementales. Dans l'optique de la politique publique, il faut faire en sorte que ces préférences puissent se manifester dans les résultats économiques. Le recours à des marchés où les incidences subies par la biodiversité sont incorporées dans les prix des biens échangés est virtuellement à même de faire prévaloir les préférences collectives dans l'utilisation ou la conservation des ressources liées à la biodiversité.

nécessite une densité minimale. Enfin, le **point de vue** renvoie aux nombreuses sources de valeur d'une espèce, et peut être d'ordre pratique, moral et esthétique. Les points de vue étant nécessairement subjectifs, il faut disposer d'un cadre théorique et juridique pour que l'éventail pris en compte soit le plus large possible. Les travaux consacrés par l'OCDE à la biodiversité ont abordé celle-ci surtout sous l'angle des *points de vue*. En l'occurrence, la sphère économique et le développement ont été la préoccupation centrale, le but étant de rendre le développement économique compatible avec la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité.

D'un point de vue économique, les ressources liées à la biodiversité peuvent être envisagées comme des actifs qui produisent des flux de revenus, mais qui ont une certaine capacité de renouvellement. Il s'agit donc de parvenir à un cadre analytique général qui permette à la société de décider dans quelles proportions elle veut utiliser la biodiversité pour servir ses propres desseins et, à l'inverse, dans quelle mesure elle préfère ne pas y toucher. Si ce manuel ne traite pas des questions qui touchent au choix global de la société, il examine la création de marchés dans une perspective analogue à l'approche par portefeuille de la gestion des actifs biologiques. D'où les questions fondamentales : comment assurer que la biodiversité n'est exploitée que dans des proportions compatibles avec la durabilité, et comment utiliser au mieux les quantités exploitées ?

La suite de ce manuel présente et approfondit un certain nombre de questions intéressant l'action des pouvoirs publics qui se posent lorsque l'on souhaite encourager la création de marchés au service de la biodiversité. Le chapitre 2 expose le cadre conceptuel et jette les bases théoriques des chapitres suivants. Puis, le chapitre 3 s'efforce de mieux faire comprendre certains aspects de ce cadre en s'intéressant aux droits de propriété – il présente en quelque sorte une vue d'ensemble du manuel. Les chapitres 4 à 6 forment ensuite le corps central du manuel, dans lequel sont abordés les fondements de la création de marchés du point de vue de l'action des pouvoirs publics. Ils examinent tout d'abord le rôle de l'évaluation dans la création de marchés (chapitre 4), puis celui des pouvoirs publics dans l'application de différentes mesures d'incitation pour créer et cultiver des marchés (chapitre 5). Le chapitre 6 conclut le corps central du manuel en analysant le rôle essentiel de soutien des acteurs non gouvernementaux et en exposant un certain nombre de mesures que peuvent prendre les pouvoirs publics pour favoriser leur implication. Le chapitre 7 examine ensuite un certain nombre de questions à régler pour parvenir à un dosage de mesures et d'instruments permettant d'obtenir les résultats voulus avec un maximum d'efficacité. Le chapitre 8, s'efforce de faire du manuel un « outil de terrain » en décrivant point par point une approche pour passer à l'action.

Note

1. Par exemple, dans le cas d'un bien public « pur », ou dans celui d'un polluant émis par de nombreuses petites sources dispersées qui présentent un coût marginal de réduction des émissions similaire.

Références

- Chichilnisky, G. et G. Heal (2000), *Environmental Markets: Equity and Efficiency*, Columbia University Press, New York.
- Ehrlich, P.R. et A.H. Ehrlich (1992), « The value of biodiversity », *Ambio*, vol. 21, number 3, mai, pp. 219-226.
- Gibbs, W. W. (2001), « On the Termination of Species », *Scientific American*, novembre, pp. 28-37.
- Heal, G. (1999), « Valuing Ecosystem Services », Columbia Business School, document interne.
- Heal, G. (2000), *Nature and Market Place: Capturing the Value of Ecosystem Services*, Island Press, Washington, DC.
- OCDE (1999), *Manuel de protection de la biodiversité : Conception et mise en œuvre des mesures incitatives*, Paris.
- OCDE (2001), *Mise en œuvre et effets de la réforme de la réglementation : Leçons à tirer et problématique actuelle*, Revue économique de l'OCDE, n° 32, Paris.
- OCDE (2003), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, Paris.
- Swanson, T. (1995), *Intellectual Property Rights and Biodiversity Conservation*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Swanson, T. (1999), *Global Environmental Problems and International Environmental Agreements: The economics of International Institution Building*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, Royaume-Uni.
- Swanson, T. et R.A. Luxmoore (1996), *Industrial Reliance Upon Biodiversity*, World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Royaume-Uni.

Chapitre 2

Cadre conceptuel : une approche économique

La création de marchés vise dans une large mesure à mettre en place des structures de base qui feront que le comportement adopté par les acteurs par intérêt bien compris aura des retombées bénéfiques pour la collectivité (l'environnement). La caractéristique essentielle des marchés réside dans le fait que les prix sont déterminés par l'offre collective et la demande collective des individus désireux d'échanger des biens et des services. Dans le cas de la biodiversité, cette définition doit être quelque peu affinée. Les biens et services liés à la biodiversité présentent souvent des caractéristiques « publiques » ; autrement dit, ils ne sont pas complètement rivaux ni excluables sur le marché. Cependant, les pouvoirs publics ont à leur disposition différents instruments qui peuvent atténuer certaines de ces caractéristiques et, partant, rendre privés les biens et services issus de la biodiversité. Une utilisation efficace et efficiente de ces instruments exige que l'on mène une réflexion approfondie sur les différents aspects qui entrent en jeu en s'appuyant sur un cadre solide. En l'occurrence, un cadre économique représente la solution la mieux adaptée à une situation complexe où il s'agit d'utiliser de façon efficiente des ressources en présence d'intérêts concurrents. Or il se trouve que certains aspects de ce cadre ont récemment été étudiés de manière approfondie. La conception des marchés en vue de faciliter les ventes publiques et les échanges privés est devenue un domaine théorique et empirique en expansion rapide dans un certain nombre de secteurs économiques – et bon nombre d'enseignements qui en découlent sont applicables à la biodiversité.

Une approche économique de la politique à l'égard de la biodiversité revient fondamentalement à se concentrer sur les besoins des gens, c'est-à-dire à adopter une orientation anthropogénique. Elle diffère quelque peu des autres stratégies appliquées en matière de biodiversité qui peut se focaliser sur la nature, sans se préoccuper du bien-être des gens. Deux questions la sous-tendent :

- Un problème donné est-il imputable aux activités humaines ?
- Existe-t-il une *défaillance du marché* qui empêche l'internalisation du problème dans l'activité économique ?

La première question conduit logiquement à la seconde, de sorte qu'un problème d'origine humaine qui n'est pas internalisé est considéré comme relevant de l'action des pouvoirs publics.¹ La seconde question repose sur le postulat que l'activité économique reflète les préférences collectives des gens en présence des conditions (générales) idoines. Dans les sociétés démocratiques, les préférences collectives sont les principaux déterminants des politiques et des résultats sur le plan social.² Ces deux questions sont donc à la base du passage à l'action des pouvoirs publics – elles assurent qu'une action collective (politique publique) entraîne une amélioration collective du bien-être. Une réponse affirmative à la seconde question ouvre nécessairement un débat beaucoup plus vaste sur les solutions à apporter au problème. Dans ce manuel, nous nous attacherons à mettre en évidence les conditions dans lesquelles les marchés risquent fort d'échouer et à examiner de quelle façon la création de marchés peut contribuer à une solution.

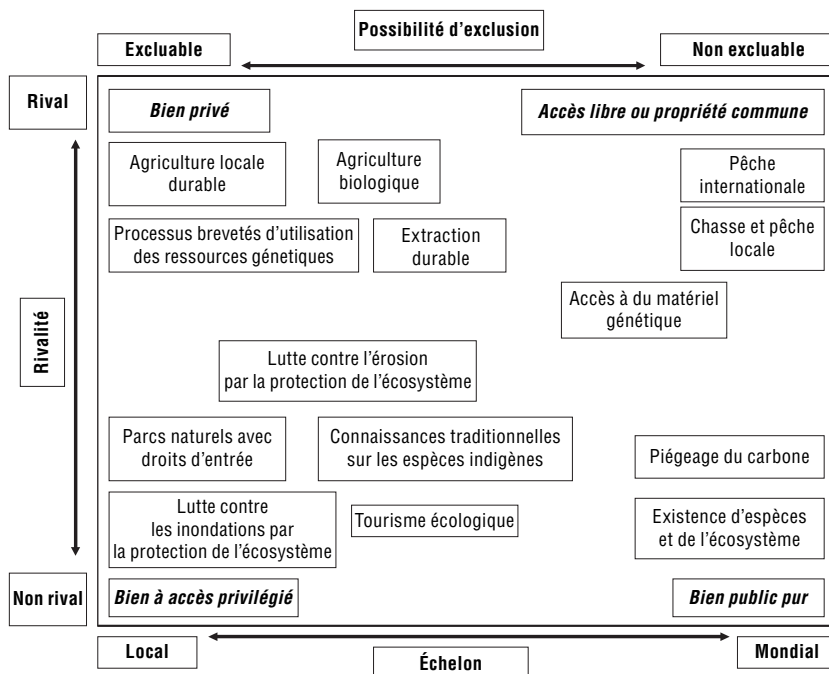
Si l'approche anthropogénique peut paraître relativement restrictive, elle est en fait très large. En effet, se concentrer sur les besoins des individus via un système économique implique de créer des institutions à même de répondre à leurs demandes. Dans la mesure où de nombreuses personnes attachent une grande importance à leur environnement naturel, le simple fait de rendre plus explicite dans les choix économiques le lien existant entre économie et biodiversité doit engendrer d'importantes retombées (positives) sur la biodiversité. Comme indiqué dans OCDE (2002), les gens attribuent différentes valeurs à différentes facettes de l'environnement : 1) valeur instrumentale ou fonctionnelle ; 2) valeur esthétique ; et 3) valeur morale (ce qui est « bien »). La première d'entre elles se rattache directement aux résultats économiques, tandis que les deux dernières relèvent plutôt des préférences des individus. Un train de mesures global orienté sur la biodiversité doit être conçu de manière à intégrer systématiquement l'ensemble de ces valeurs dans l'utilisation des ressources de la biodiversité. Par conséquent, il convient de mettre en place des institutions qui prescrivent la réalisation des objectifs visés (par exemple, des réglementations), ou qui facilitent la concrétisation de ces valeurs dans les résultats économiques, par le biais d'incitations ou de la création de marchés.

Compte tenu de la sous-utilisation des marchés, et de la capacité qu'ils ont pourtant d'allouer efficacement les ressources en fonction des préférences, ce manuel leur est consacré. Cela étant, dans l'optique d'une panoplie complète d'instruments, il convient également d'accorder une attention à tous les mécanismes susceptibles d'être utilisés, en particulier sachant qu'il est difficile de capturer la valeur esthétique dans un marché (même si cela est souvent possible) et que les valeurs morales posent des problèmes plus grands encore.

De faire en sorte que toutes valeurs soient incorporées dans les transactions marchandes, est rendu difficile par le fait que ceux-ci présentent souvent des caractéristiques « publiques ». Ces caractéristiques sont plus ou moins prononcées selon que le bien ou service est *rival* et *excluable*. En l'occurrence, un bien (ou service) est dit non rival lorsque son utilisation par une personne n'affecte pas son utilisation par une autre personne : les deux utilisateurs peuvent voir leur demande satisfaite en même temps et de la même façon, par le même bien. Cela signifie que l'offre du bien ne peut pas être contrôlée, si bien que la volonté de le produire est moindre. Un bien est dit non excluable lorsqu'il n'existe pas de moyen d'empêcher les gens de l'utiliser (ou d'en jouir). Cette situation se traduit à nouveau par un problème de contrôle de l'offre qui entraîne une fourniture insuffisante du bien. On considère que ces caractéristiques sont source de défaillance du marché, car les marchés ne sont pas en soi capables de fournir la quantité socialement optimale. Si les biens non rivaux et/ou non excluables ne sont pas fournis en quantités suffisantes, c'est parce que le prix ne reflète pas une offre et une demande du bien assurant l'équilibre du marché – la rareté économique est difficile à obtenir dans le cas d'un bien public. Étant donné que la valeur économique est fonction de la rareté économique, les biens publics sont difficiles à évaluer dans une économie de marché. Une autorité publique agissant au nom de l'intérêt supérieur de la société devrait alors intervenir sur le marché pour contribuer à remédier à ces problèmes.

Le graphique page suivante, repris de OCDE (2003), permet de donner un éclairage plus concret à ces questions.

Comme l'illustre la figure, bien souvent, la biodiversité possède certaines caractéristiques qui la rendent publique. Certaines facettes peuvent être non rivales, comme la prévention des inondations, d'autres non excluables, comme les pêcheries internationales. Cependant, on est rarement en présence d'une situation extrême où la biodiversité est un bien public pur qui ne peut être fourni que par les pouvoirs publics. Aussi, des mesures publiques s'imposent à un niveau ou à un autre pour améliorer les résultats. Heureusement, de nombreuses options sont disponibles : la création de marchés est une solution parmi d'autres, mais une solution importante.

Graphique 2.1. **Marchés de flux environnementaux**

Source : OCDE (2003).

Face aux défaillances du marché liées au caractère de bien public de la biodiversité, l'une des réponses apportées par le secteur public a consisté à fournir lui-même le bien ou service. Dans le contexte des biens et services de la biodiversité, les gouvernements qui ont opté pour cette méthode ont eu le plus souvent recours à cette fin à diverses mesures réglementant l'aménagement de l'espace et restreignant les possibilités d'occupation des sols. Les plus explicites de ces mesures sont celles qui instituent des « zones protégées ». Aujourd'hui, plus de 10 % de la surface de la Terre bénéficie sous une forme ou une autre d'un statut protégé. Dans quasiment tous les États, les parcs et les zones protégées procurent à présent certains flux de biens et services de la biodiversité. Ces parcs peuvent être financés en partie, comme c'est le cas dans environ 50 % des pays, par des redevances fondées sur l'excludabilité. Cependant, en règle générale, les parcs et les zones protégées nécessitent une fois créés des financements importants et, partant, un engagement substantiel de la part de la société. Ainsi, les pays développés consacrent en moyenne quelque 2 058 USD/km² aux zones protégées (James, 1999). La fourniture de biodiversité par les pouvoirs publics au moyen de zones protégées et de parcs est donc une démarche qui exige à la fois de protéger les terres concernées et

de s'engager durablement à financer leur gestion. Cette approche est envisageable pour certaines zones et certains pays, mais elle n'est pas nécessairement la seule qui soit efficace pour conserver la biodiversité. Le cas échéant, il est possible de protéger une plus grande quantité de terres et de biodiversité en recourant en plus à d'autres méthodes.

La fourniture d'une certaine quantité de biens et services de la biodiversité peut éventuellement être assurée par le biais de mesures beaucoup moins restrictives en matière d'utilisation des sols que la protection absolue, en instituant sur les terres concernées une division entre droits d'utilisation privée et publique. Dans la plupart des pays, un droit de propriété foncière recouvre généralement un faisceau de droits, et l'État a le pouvoir de diviser les utilisations correspondantes entre les secteurs public et privé. La plupart des États ont adopté dans cette optique différents types de mesures de zonage ou d'aménagement. Certains divisent les droits d'utilisation de l'ensemble des terres entre les secteurs public et privé. Dans certains pays scandinaves, par exemple, il existe des droits d'utilisation publique de tous les terrains privés qui sont inscrits dans la constitution. Pour sa part, le Royaume-Uni est doté d'un réseau national de sentiers pédestres qui permet un usage public de terres privées, et le dispositif a été récemment élargi par l'instauration d'un droit d'accès public plus vaste. De plus en plus souvent, des servitudes sont instituées sur des terrains privés à des fins de fourniture de biens publics (zones humides, biodiversité...). L'obligation qui existe dans beaucoup d'États de ne pas soumettre les biens privés à des réglementations excessives ou d'indemniser leurs propriétaires en cas d'appropriation impose des limites à ce genre d'approches. Aux États-Unis, on assiste à présent à un assouplissement des mesures interdisant l'aménagement privé des zones humides en cas de remplacement par d'autres terres humides. Ces formes de réglementation foncière permettent tout à la fois l'utilisation privée des terres et la préservation de leurs utilisations les plus importantes.

Pour corriger les défaillances du marché, les décideurs peuvent aussi créer des *mécanismes d'incitation* en faveur de la fourniture d'un bien ou service auquel est attachée une valeur. En l'occurrence, les incitations peuvent être d'ordre financier ou non. Elles peuvent, par exemple, prendre la forme de paiements effectués en contrepartie de la mise en réserve de terres, ou d'avantages fiscaux consentis au titre des dépenses de conservation. Bien évidemment, ces mécanismes ont eux aussi un coût important pour le secteur public. Ils sont examinés plus en détail au chapitre 5.

Une autre solution consiste à s'attaquer aux défaillances du marché elles-mêmes. Dans un premier temps, il convient alors d'analyser les caractéristiques essentielles du bien ou service concerné et les raisons qui font qu'il n'est pas immédiatement commercialisable. Ensuite, il s'agit d'essayer d'élaborer des mesures qui permettent au marché en question de se

mettre en place et/ou de corriger sa défaillance. Enfin, il est le cas échéant possible d'établir par une intervention publique les conditions essentielles dans lesquelles le bien est produit par le marché lui-même plutôt que par le secteur public. On peut considérer cette démarche à la fois comme une approche plus directe de la fourniture du bien ou service voulu, et comme une solution qui peut se traduire par des dépenses publiques moins importantes à long terme.

La création de marchés est efficace car c'est la méthode la plus directe et potentiellement la moins onéreuse pour résoudre le problème du déclin de la biodiversité. Dans beaucoup de cas, elle exige seulement que les décideurs analysent les imperfections qui entravent le cas échéant l'attribution d'une valeur correcte et empêchent qu'une ressource de la biodiversité soit échangée sans difficulté sur le marché. Ces imperfections peuvent être corrigées par des réformes spécifiques ou par une démarche plus générale de développement des institutions. Les réformes spécifiques peuvent servir à remédier à des imperfections particulières (manque d'information, externalités ou problèmes d'excluabilité). Les efforts de développement des institutions en général peuvent être des tentatives d'établir des droits de propriété bien définis pour un bien ou service complexe (par exemple, contingents transférables pour les pêches ou droits de propriété intellectuelle pour les services d'information). L'objectif global est de créer le cadre institutionnel fondamental qui permet des échanges bien gérés entre ceux qui offrent et ceux qui demandent une ressource.

La création de marchés vise dans une large mesure à mettre en place des structures de base qui feront que le comportement adopté par les acteurs par intérêt bien compris aura des retombées bénéfiques pour l'environnement. Par exemple, le simple fait de lever des obstacles aux échanges et d'attribuer des droits de propriété bien définis peut constituer un puissant levier au service de la conservation et de l'exploitation durable de la biodiversité. En effet, ces mesures peuvent déboucher sur la création de marchés sur lesquels les biens et services environnementaux sont traités comme provenant de sources qui doivent être préservées à long terme – d'actifs naturels dont découlent des avantages. Par définition, les marchés sont des lieux réels ou virtuels où se déroulent des transactions entre des acheteurs et des vendeurs. Leur caractéristique essentielle réside dans le fait que les prix sont déterminés par l'offre collective et la demande collective des individus désireux d'échanger des biens et des services. Dans le cas de la biodiversité, cette définition doit être quelque peu affinée compte tenu de la nature des biens qui s'y rattachent. Deux courts exemples permettent d'illustrer les marchés de la biodiversité.

L'utilisation de terrains privés dans le cadre de l'écotourisme offre l'un des exemples les plus évocateurs de marché de la biodiversité. Étant donné qu'elle engendre une demande d'aires naturelles demeurées quasiment intactes, elle crée une incitation des plus directes en faveur de la conservation

et de l'utilisation durable de la biodiversité. Dans ce contexte, la « création de marché » consiste en la *fourniture* de services écotouristiques – les terres sont rendues disponibles pour des activités de loisirs occasionnant des dommages minimes. Un marché est tout simplement un mécanisme dans le cadre duquel des échanges interviennent à des prix mutuellement satisfaisants. En la circonstance, le service touristique est fourni à des personnes qui sont disposées à payer pour évoluer dans un espace naturel. Le revenu produit par la fourniture de services écotouristiques confère une valeur monétaire à la région qui favorise sa conversion ; d'autres utilisations (plus dommageables) deviennent moins rentables.

L'avantage des marchés vient de ce qu'ils assurent que les préférences collectives se reflètent dans les décisions d'utilisation, en donnant à chacun la possibilité d'influer sur le prix auquel se réalisent les échanges. Une parfaite illustration en est donnée par les organisations privées qui participent à la vente aux enchères de droits de coupe, mais qui renoncent ensuite à exercer les droits de prélèvement de bois ainsi acquis. Ces groupes représentant généralement un segment plus large de la société dont les préférences pour les sites naturels ne se verraient pas, autrement, attribuer de valeur monétaire, le fait qu'ils puissent participer aux ventes aux enchères aboutit à une situation où le prix des droits reflète mieux les préférences collectives. En établissant un cadre idoine qui permet de tels résultats, on peut s'assurer que les prix maximisent le bien-être social.

Les travaux antérieurs de l'OCDE ont permis d'établir l'éventail des valeurs de la biodiversité et celui des méthodes disponibles pour faire apparaître ces valeurs (OCDE, 2002). Ces méthodes peuvent être coûteuses, et même si la valeur mise en évidence est considérable, il reste à régler le problème de l'obtention du résultat indiqué par cette valeur. L'existence d'une valeur n'assure pas en soi l'existence de la ressource correspondante – la création de marchés doit être un objectif spécifique de l'action des pouvoirs publics.

Types de marchés

La création de marchés peut porter sur de nombreux aspects différents : terrains, usages des terrains, flux particuliers de diversité biologique, choses associées à la biodiversité. Les marchés fonctionnent de façon optimale pour les composantes de la biodiversité qui se prêtent à l'appropriation dans l'optique de gains privés. Cela vaut en particulier pour les activités telles que l'exploitation des stocks de poissons d'intérêt commercial, celle de la viande, de la peau et d'autres éléments commercialisables de certains animaux, ainsi que celle des produits forestiers, ligneux ou non, à valeur commerciale, pour l'écotourisme, pour l'agriculture biologique, pour certains services écologiques et pour certains services liés aux parcs. L'attribution de droits de propriété bien

définis (examinée plus en détail par la suite) a donné de très bons résultats dans le domaine de la gestion des pêcheries commerciales, au travers des contingents individuels transférables. En limitant la quantité de contingents disponibles, les pouvoirs publics créent une rareté économique reflétant les dommages à long terme qui résulteraient de la poursuite du déclin de la ressource. Ainsi, en instaurant des contingents qui visent entre autres à prendre en compte les préoccupations au sujet de la biodiversité, on aboutit à une situation où le prix de chaque contingent reflète aussi les atteintes marginales à la biodiversité. Ce point est particulièrement important, car la valeur marchande du contingent ne peut refléter que les facteurs qui ont été explicitement pris en compte lorsqu'il a été fixé. Les facteurs omis n'entrent pas dans la détermination par le marché de la viabilité à long terme de la ressource.

Certains marchés se traduisent par des transactions directes qui portent sur des produits prélevés sur des ressources liées à la biodiversité – des produits forestiers particuliers, par exemple. D'autres ont pour objet un certain niveau de service fourni directement ou indirectement par la biodiversité – les services d'un bassin versant, par exemple. D'autres encore créent les conditions nécessaires pour que certaines activités aient lieu ; par exemple, la mise en place de marchés des droits de propriété qui encouragent une utilisation souple et novatrice des ressources (tout en contribuant à la réalisation des objectifs liés à la biodiversité). Dans chaque cas, le but est de faire en sorte que les transactions marchandes reflètent soit la valeur des avantages de la biodiversité, soit le coût de la perte de biodiversité.

Qu'est-ce qui fait que les marchés « fonctionnent » ?

Toute politique dont le but est la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité doit susciter des changements de comportement. Encore faut-il se demander comment ces changements peuvent être obtenus. Il existe de nombreuses possibilités d'atteindre des objectifs d'action, les décideurs ayant à leur disposition un large éventail de moyens qui vont de la persuasion à l'instauration d'obligations légales. En cas d'obligations réglementaires, le fait de ne pas s'y conformer comporte souvent un coût fixe explicite (incitation négative). Il est aussi possible de recourir à des moyens moins énergiques qui peuvent susciter un changement de comportement par un remaniement des incitations auxquelles sont exposés les entreprises et les particuliers. Lorsqu'une politique modifie les prix en vigueur sur le marché, on dit qu'elle est fondée sur le jeu du marché, car elle laisse le soin aux acteurs du marché de décider *comment* ils vont réagir à cette modification (selon leurs préférences et leurs moyens). En l'occurrence, les entreprises et les consommateurs rationnels rechercheront la réponse qui provoque le moins de perturbations, et qui sera accessoirement la moins coûteuse pour l'économie. Étant donné que les

pouvoirs publics ne savent pas à l'avance comment chaque acteur du marché réagira exactement, il est peu probable qu'ils parviennent au même résultat par d'autres moyens et au même coût *dans la plupart des circonstances*. C'est pourquoi on considère que les marchés permettent d'atteindre des objectifs sociaux de manière *efficace*.

La création d'un marché exige d'établir des conditions dans lesquelles les parties en présence trouvent un avantage mutuel à réaliser des échanges. Lorsqu'un marché ne se forme pas spontanément, c'est parce que : les biens et services échangeables ne présentent pas une utilité suffisante pour les parties potentielles ; ils présentent une utilité, mais les éléments commercialisables sont limités ; ou les coûts de transaction des échanges l'emportent largement sur leurs avantages. Dans ce dernier cas, les coûts de transaction recouvrent un large éventail d'obstacles auxquels il convient de s'attaquer. Ainsi, toute tentative de mettre en place un marché de la biodiversité nécessite des règlements soutenant les mesures d'incitation, de la même façon que la plupart des secteurs de l'économie sont régis par des cadres réglementaires spécialisés qui optimisent l'efficacité des échanges. Certains des marchés les plus réglementés sont ceux où le volume ou la valeur des échanges est très important, comme les services financiers ou l'agriculture. En fait, on peut avancer que plus un secteur est évolué, plus les règlements qui le régissent sont détaillés. Même sans avancer un lien causal (dans un sens ou dans l'autre), il y a manifestement une importante complémentarité entre les deux.

On estime généralement que la création de marchés est plus avantageuse que la réglementation directe parce que les pouvoirs publics ont besoin de moins d'informations pour atteindre leur objectif. Ainsi, pour qu'une réglementation soit efficace, les autorités doivent posséder une masse d'informations considérable sur les processus internes de ceux qu'il s'agit de soumettre à la réglementation – voire, dans les cas extrêmes, posséder les mêmes informations qu'eux. Cet avantage spécifique des instruments fondés sur le marché peut néanmoins être annulé en raison des coûts induits par l'utilisation du marché, c'est-à-dire par les nécessaires transactions. En effet, un marché impose que les participants s'engagent dans des opérations d'achat et de vente (ou au moins qu'ils soient informés des prix et disposés à procéder à des transactions). Il fonctionne bien si les participants peuvent se trouver facilement (par exemple, échange de contingents de pêche). En revanche, s'ils sont peu nombreux et dispersés géographiquement, le recours à un marché risque soit d'entraîner des frais généraux élevés, soit de déboucher sur l'absence de transactions. Dans certains cas, une simple prescription réglementaire peut en fait constituer la solution la plus efficace.

Fondements juridiques/institutionnels du bon fonctionnement des marchés

Des marchés exempts de toute restriction, qui ne fonctionnent que selon la règle librement consentie de la responsabilité de l'acheteur, peuvent faire supporter des coûts de transaction importants aux acheteurs comme aux vendeurs. De tels marchés nécessitent en effet des ressources pour déterminer entre autres si les marchandises sont conformes aux obligations du vendeur et si elles seront effectivement payées par l'acheteur. Ces coûts de transaction peuvent, bien sûr, déterminer la viabilité à long terme du marché : il ne peut y avoir transaction que si l'acheteur et le vendeur tirent un avantage suffisant pour que l'échange donne lieu à un gain pour l'un et pour l'autre. Si le coût de transaction se traduit par un prix de vente trop bas pour le producteur ou par un prix d'achat trop élevé pour le consommateur, le marché ne se concrétisera pas.

Le cadre juridique dans lequel les marchés fonctionnent influe sur ces coûts de transaction au travers de la répartition des obligations et responsabilités. Il alloue concrètement des droits de propriété en définissant qui peut être tenu responsable. Ce cadre a donc un impact important sur les résultats au travers de ses incidences réglementaires. La législation relative aux espèces menacées d'extinction, par exemple, peut assigner certaines responsabilités aux propriétaires fonciers dont les terres abritent les espèces en question.

Le cadre juridique peut aussi déterminer qui supporte les coûts de transaction liés à la fourniture d'informations. En supprimant les coûts de transaction pour les acheteurs (en faisant obligation aux vendeurs de se conformer à des normes, par exemple) ou en les supprimant pour les vendeurs (en prévoyant des moyens de recours en cas de non-paiement, par exemple), il influe sur les gains que les individus retirent des échanges. De ce fait, le cadre juridique peut déterminer la viabilité des marchés. Il comporte des informations qui ont une valeur économique et que les acteurs du marché peuvent plus ou moins tenir pour acquises, dans la mesure où c'est l'État qui se chargera d'en assurer l'application. Autrement dit, vendeurs et acheteurs peuvent procéder à des transactions en sachant qu'il sera possible de faire appel au pouvoir judiciaire pour régler les éventuels différends.

Le cadre institutionnel des marchés peut être très large, recouvrant de nombreuses juridictions à l'intérieur d'un pays et au niveau supranational. Il importera donc de faire la distinction entre celles-ci et d'indiquer clairement si l'on traite de la création de marchés dans un cadre national ou international. A l'échelle nationale, les marchés sont entièrement sous le contrôle des pouvoirs publics qui peuvent définir et modifier les règles en fonction des besoins. Au niveau international, en revanche, la nécessité de se conformer à divers traités et (parfois) aux réglementations d'autres pays fait

peser des contraintes considérables sur la création de marchés. Par exemple, la plupart des pays imposent des normes aux produits agricoles importés qui sont applicables aux produits et aliments biologiques liés à la biodiversité. Ces normes peuvent constituer des obstacles non tarifaires qui limitent le marché des biens et services respectueux de la biodiversité.

Droit commercial (législation antitrust, brevets, DPI, etc.)

Certaines règles de base des marchés sont instituées parce que les problèmes auxquels elles se rapportent sont omniprésents dans toutes les économies. La législation sur les brevets et les textes régissant les droits de propriété intellectuelle (DPI), par exemple, s'attaquent à des problèmes qui se répercutent sur la motivation des chercheurs-entrepreneurs pour l'innovation. La plupart des innovations étant faciles à copier, la législation sur les brevets ou d'autres dispositions de protection du même genre contribuent à encourager l'activité d'innovation en accordant pendant une période définie l'exclusivité des profits générés par une innovation à son auteur. En ce qui concerne la biodiversité, cette problématique est particulièrement pertinente dans le contexte des ressources génétiques.

Les dispositifs antitrust revêtent de l'importance pour un large éventail de domaines liés aux marchés de la biodiversité. Lorsque l'on projette d'établir des droits de propriété, puis de les répartir ou de les mettre aux enchères, les risques de comportements stratégiques sont élevés. La vente aux enchères des droits forestiers dans les pays de l'OCDE, par exemple, risquerait fort de donner lieu à des comportements de collusion en l'absence de lois antitrust et de leur application, ce qui aurait pour effet soit de fausser le marché des droits de propriété qui en découle, soit d'amputer les recettes que devraient normalement en tirer les pouvoirs publics (Klemperer, 2002).

Par ailleurs, une mission importante qui incombe aux décideurs est la mise en place de conditions qui permettent une utilisation novatrice des marchés. L'objectif à atteindre pour la collectivité étant toujours la maximisation de l'avantage *net*, les règles régissant les marchés ne devraient pas inutilement empêcher les activités liées à la biodiversité et les formes d'utilisation des ressources qui sont potentiellement porteuses d'avantages. Autrement dit, elles devraient préciser les résultats indésirables et faire en sorte qu'ils ne puissent pas se produire, mais laisser par ailleurs le plus possible de marge de manœuvre au marché. L'exemple de la vente aux enchères des droits d'exploitation forestière montre qu'entrepreneurs et responsables locaux peuvent faire preuve d'imagination au sein d'un dispositif réglementaire flexible. Lorsque ces droits sont définis de façon très précise et comportent des indications relativement détaillées concernant la récolte du bois, ils peuvent obliger ceux qui les acquièrent à procéder à l'abattage. En revanche, des droits définis de façon plus souple peuvent autoriser le prélèvement de

bois sans le *prescrire*. Il existe aujourd'hui de nombreux exemples de groupes qui acquièrent des droits de coupe pour ensuite ne pas les exercer. Dans ce cas particulier, les règles prescrites pour prévenir des résultats indésirables peuvent comporter l'obligation (rattachée aux droits) de limiter au minimum les atteintes à l'environnement (telles que les dommages occasionnés aux lits des cours d'eau, etc.).

Règles/lois régissant l'échange (conception du marché)

Comme nous venons de le voir, la définition de divers aspects des fondements juridiques de la création de marchés de la biodiversité est importante pour établir les conditions qui permettront des résultats satisfaisants. Cela étant, les règles (plus pratiques) régissant concrètement les échanges revêtent également une importance considérable. Elles déterminent des aspects qui vont de la nature exacte de ce qui est mis aux enchères (il peut s'agir, par exemple, d'un ensemble très restreint de droits d'utilisation) à la façon dont se déroule la vente – c'est la conception des marchés. Depuis quelques années, cet aspect retient largement l'attention des décideurs, et ce d'autant plus que beaucoup de pays de l'OCDE ont eu recours aux marchés dans des domaines auparavant réglementés.

L'un des domaines où la conception des marchés a eu un rôle particulièrement important à jouer concerne la mise aux enchères des fréquences pour les technologies des communications. Les expériences menées en la matière ont fourni de nombreux enseignements utiles pour la conception des marchés en général, qui ont été adaptés à d'autres domaines où il s'agit d'allouer des ressources de façon intermittente (Roth, 2002). Après avoir été un objet de curiosité dans l'analyse économique, la conception des marchés est devenue un domaine théorique et empirique en expansion rapide. Qui plus est, les expériences des années 90 montrent combien des petites modifications apportées aux règles de fonctionnement des marchés suffisent à produire des résultats radicalement différents (on trouvera de nombreux exemples dans Milgrom, 2004).

Dans le cadre d'une mise aux enchères, les règles du marché constituent le facteur déterminant dans deux domaines qui présentent un intérêt particulier dans le contexte de ce manuel. En premier lieu, elles aident les pouvoirs publics à s'assurer que les rentes récupérées par les participants privés au marché sont réduites au minimum. Autrement dit, une mise aux enchères bien conçue peut amener les soumissionnaires à révéler leur prix de réserve. En second lieu, les règles répartissent le risque entre le vendeur (l'État) et le soumissionnaire et font en sorte qu'il se reflète automatiquement dans le prix des transactions (valeur de l'offre). La mise aux enchères permet de parvenir à ce résultat tout en réduisant au minimum la quantité d'informations techniques dont les décideurs ont besoin pour atteindre un objectif d'action. A

l'inverse, les mesures non fondées sur le marché imposent aux décideurs de collecter plus d'informations pour obtenir le même résultat, car elles précisent bien souvent *comment* l'objectif doit être atteint. Pour bien illustrer ce point, on peut prendre l'exemple de l'Australie, où des paiements destinés à produire des résultats en matière de biodiversité sont mis aux enchères. En l'occurrence, le gouvernement australien a créé des marchés pour améliorer la biodiversité agricole. A cette fin, il a établi une série de règles prévoyant d'allouer des paiements sur la base de propositions (« soumissions ») présentées par les agriculteurs. Ainsi, ceux-ci pouvaient alors se proposer de prendre un engagement destiné à améliorer la biodiversité ou à contribuer à sa préservation et attribuer un coût à cette offre. Les soumissions ont été mises en concurrence et évaluées par des spécialistes (en fonction d'un ensemble de critères définis au préalable), et les adjudicataires ont pu mettre en œuvre leur proposition d'amélioration en contrepartie du paiement. Les règles étaient importantes pour réduire au minimum le prix payé par l'État et éviter à celui-ci de devoir recueillir une grande quantité d'informations sur les coûts internes induits pour les agriculteurs par la fourniture du service. L'approche s'est révélée beaucoup plus concluante que d'autres méthodes employées auparavant qui tentaient d'obtenir les mêmes résultats par des mesures contraignantes (pour plus de détails, voir Stoneham, Chaudhri, Ha et Strappazzon, 2003).

Cet exemple montre qu'il y a un lien entre l'efficacité des marchés dans la production de résultats favorables à la biodiversité et la conception du marché. Cette expérience et les nombreuses autres menées dans d'autres domaines où la mise aux enchères a été employée offre un élément d'appréciation utile pour formuler à l'intention des décideurs des conseils au sujet des problèmes liés à la biodiversité.

Corriger les imperfections du marché dans l'optique de la biodiversité

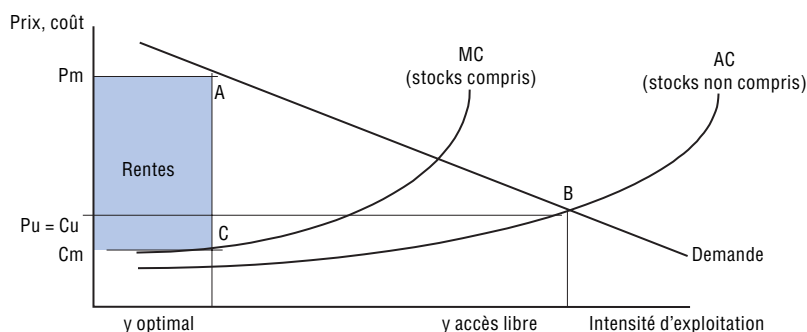
Accès et création de rentes

Lorsque des biens et services de la biodiversité sont associés à une ressource accessible à tout le monde (un habitat, par exemple), il est difficile de contrôler l'exclusivité de l'accès, qui est nécessaire pour que la négociabilité soit parfaite. Il est éventuellement possible de contrôler l'accès jusqu'à un certain point, mais pas entièrement, d'où une imperfection qui impose des mesures de gestion.

Dans le cas de la biodiversité, ce problème est représenté par le fait que la gestion des ressources exige bien souvent une restriction conjointe de la production. En cas de gestion commune d'un flux de ressources sur une propriété publique (par exemple, une zone de pêche dans des eaux publiques), ceux qui exploitent les ressources doivent œuvrer de conserve à restreindre la

production conjointe pour générer la valeur locative de la ressource. En l'absence de gestion commune, la ressource sera exploitée et vendue jusqu'à ce que sa valeur effective soit réduite à zéro (c'est-à-dire jusqu'à ce que son prix ne couvre plus que le coût du travail et du capital mis en œuvre pour l'exploiter). C'est là le résultat du régime d'accès libre.

Graphique 2.2. **Niveaux d'exploitation et création de rentes**



La tarification optimale des biens et services découlant de la biodiversité peut se trouver compliquée par le fait qu'une restriction conjointe de la production est nécessaire pour dégager une valeur du flux de ressources. En présence d'un marché parfait, le bien ou le service aurait son propre prix et la gestion du marché ne serait pas nécessaire ; toutefois, tel n'est pas le cas de bon nombre de facettes de la biodiversité. Par exemple, l'exploitation d'une ressource gérée conjointement telle qu'une zone de pêche ne donne pas lieu au versement d'une redevance pour chaque poisson capturé. En l'absence de tarification de la ressource, ceux qui l'exploitent réagiront en poursuivant les captures jusqu'à l'épuisement des rentes (point B dans le graphique ci-dessus). La gestion conjointe déboucherait sur une restriction des captures (point C) de façon à tirer un prix plus élevé et une valeur locative de la ressource. Au fond, en l'absence de définition parfaitement claire des droits de propriété dans l'habitat, le problème de la gestion de l'accès impose une coordination entre fournisseurs de la ressource.

Externalités

La notion d'externalité renvoie au fait qu'il n'y a jamais d'adéquation parfaite entre les flux découlant d'une ressource et le droit de propriété défini. La ressource peut donner lieu à des flux de services de la biodiversité autres que ceux transférés avec le droit de propriété correspondant, ou bien il peut y avoir des flux d'autres ressources qui se rattachent à ce droit de propriété. En

substance, l'externalité désigne le fait qu'un faisceau imprécis de biens et services est généralement associé à la plupart des droits de propriété. Par exemple, une zone humide peut procurer un certain faisceau de biens et services à son propriétaire (bois, chaume, etc.), mais aussi produire un ensemble plus vaste de biens et services (par exemple, un habitat pour les espèces migratrices) utilisés et appréciés par beaucoup d'autres. Cette absence d'adéquation parfaite entre le droit de propriété et le flux de services implique que l'évaluation et la réalisation de tout échange marchand seront imprécises.

Les externalités peuvent se manifester à de nombreuses échelles différentes. Elles peuvent avoir un caractère relativement localisé, par exemple lorsque l'usage particulier que quelqu'un fait d'un cours d'eau profite à un voisin. Elles peuvent aussi être de nature plus régionale, par exemple lorsque tout un ensemble de collectivités en aval bénéficient de cet usage. Enfin, les externalités peuvent être mondiales, par exemple lorsque des individus attachent une valeur au fait qu'une espèce donnée continue d'exister dans un cours d'eau particulier. Les difficultés ou les coûts découlant d'une externalité dépendent dans une certaine mesure du nombre et de l'éloignement des personnes qu'elle affecte. Il est possible qu'une externalité engendre des coûts très bas sur les marchés si les personnes concernées y sont étroitement associées, car celles-ci peuvent alors structurer la transaction de telle façon qu'elle tienne compte de l'externalité. En revanche, si les externalités se manifestent à grande échelle, géographiquement et du point de vue du nombre de personnes touchées, les coûts de transaction induits par la restructuration de l'échange (afin de prendre en compte ces externalités) peuvent rendre infaisables des transactions marchandes. La transaction peut alors procurer une valeur sociale minimale si elle voit le jour, et de nombreux échanges potentiels de valeurs sociales n'auront pas lieu.

Encadré 2.1. Exemples d'externalités de la biodiversité

Locale	Régionale	Mondiale
Valeurs attachées aux bassins hydrographiques	Espèces migratrices	Valeurs d'existence

L'échange marchand de droits de propriété sur les ressources présente une valeur sociale pour autant que ces droits reflètent la majeure partie de la valeur des ressources. En présence d'externalités significatives impossibles à internaliser dans le cadre de la transaction, la création de marchés engendre des incitations très inexactes en matière d'investissement dans les ressources.

Asymétrie de l'information

Un autre problème qui nuit à l'efficacité des échanges marchands tient à l'absence de flux d'informations parfaits entre ceux qui offrent et ceux qui demandent une ressource. S'il n'est pas possible de communiquer des informations claires et crédibles au sujet de la ressource, le potentiel d'échanges améliorant le bien-être sera incomplet. En fait, l'incapacité à faire passer des informations crédibles suscite dans une certaine mesure le sentiment chez le consommateur que le pire scénario est le plus probable ; c'est l'effet d'asymétrie d'information (Akerlof, 1974). En cas d'impossibilité d'évaluer la qualité effective d'un bien ou service, les investissements dans la qualité qui induisent des coûts seront présumés effectués en pure perte et n'auront donc pas lieu. Cet effet d'asymétrie d'information signifie qu'il n'y aura pas d'offre de produits de qualité supérieure si leur fourniture induit des coûts supplémentaires et qu'il n'est pas possible de communiquer de façon crédible l'existence de cette qualité.

Cela pose un problème dans le cas des ressources de la biodiversité, car beaucoup de ces ressources produisent des biens et des services non différenciés. C'est la qualité du processus de production qui fait alors la différence entre un bien qui est associé à des externalités en termes de biodiversité et un bien qui ne l'est pas. Par exemple, une grume provenant d'une opération d'essartage n'est sans doute pas propice à des flux de biodiversité notables, alors que la même grume provenant de l'abattage d'un seul arbre peut laisser intacts la forêt et les flux de biodiversité. Sur le marché du bois d'œuvre, il n'existe pas de moyens de discerner la nature du processus de production du bois ou l'impact de ce processus sur le flux de biens et services de la biodiversité.

Application à la biodiversité

Création de rentes

Le problème de la création de rentes peut être examiné sous l'angle de la tarification des parcs. Dans la plupart des cas, les visiteurs se voient facturer non chaque usage qu'ils font du parc, mais seulement l'entrée dans le parc. La présence d'organismes d'excursions concurrents peut créer une incitation à surexploiter la ressource de la biodiversité. La gestion de la ressource s'accorde alors avec la limitation de son utilisation par les organismes d'excursions, ce qui a pour effet d'augmenter le prix facturé pour chaque excursion et d'accroître les rentes tirées des ressources.

On peut illustrer cet aspect en comparant la mise en valeur de deux récifs coralliens de la mer Rouge, à Hurghada et à Charm el-Cheikh (Medio, 1995 ; Bulte, Fernandez et Swanson, à paraître). Hurghada a exploité son récif corallien sans restriction, les pouvoirs publics ayant permis l'aménagement non contrôlé du rivage. Pour sa part, Charm el-Cheikh a régulé l'exploitation

de son récif, les pouvoirs publics ayant imposé des restrictions à la densité de développement le long du récif (tourisme et pêche) et mis en œuvre un programme pour surveiller le respect des dispositions arrêtées. A l'arrivée, le contraste entre les deux est saisissant. Hurghada affiche une densité de développement près de trois fois plus élevée, cependant que son récif est exploité de façon excessive (trois fois plus de visiteurs et deux fois plus de bateaux) et irréfléchie (dommages causés inutilement par la construction d'hôtels et l'absence de régulation des excursions) et pâtit de la pollution (mauvaise visibilité). A Charm el-Cheikh, du fait de leur petit nombre, les organisateurs d'excursions ont pu prendre conscience de leur interdépendance et ils ont donc investi dans la conservation du récif qu'ils utilisent conjointement. Afin de réduire les dommages inutiles, les hôteliers offrent davantage de sites de mouillage et informent mieux les plongeurs sur les incidences de leurs activités. Par ailleurs, des investissements ont été consacrés à la gestion des eaux usées et la visibilité est dix à vingt fois plus grande qu'à Hurghada. Fait

Tableau 2.1. **Comparaison entre Charm el-Cheikh et Hurghada selon certains paramètres clés**

	Charm el-Cheikh	Hurghada
Intervention des pouvoirs publics		
Urbanisme	Oui	Non
Programme de surveillance	Oui	Non
Programme de sensibilisation du public	Oui	Non
Règlements de pêche	Oui	Non
Indicateurs de densité de développement		
Hôtels	40	127
Centres de plongée	27	85
Bateaux	220	400
Investissements de conservation		
Sites de plongée	37	30
Mouillages fixes	108	65
Information des plongeurs (% des centres)	65	3-5
Avantages de la conservation		
Pollution par les eaux usées	Non	Oui
Remplissage	1/40	64/75
Visibilité sous-marine (en m)	15-30	1-2
Dommages causés par les ancrs	Négligeables	Significatifs
Rentes tirées de la conservation		
Prix moyen du forfait	45 USD	27 USD

Source : La plupart des données proviennent de Ras Mohammed National Park (SHARM) et de Fawzi (1995).

important, tous ces investissements sont payants. Les hôteliers de Charm el-Cheikh sont en mesure de pratiquer des prix deux fois plus élevés que leurs homologues de Hurgkada. C'est cette différence de prix entre l'utilisation contrôlée et l'utilisation non contrôlée de la ressource qui constitue la *rente* découlant de la ressource. Les rentes – et donc les incitations à investir dans la conservation du récif – sont créées seulement en présence de restrictions imposées par les pouvoirs publics à l'utilisation de la ressource (et de mesures de surveillance destinées à les faire respecter).

Les politiques de tarification dans les parcs montrent l'importance de la gestion conjointe dans le contexte des ressources de la biodiversité. En présence de multiples utilisateurs accédant sans restrictions à une ressource, la concurrence qu'ils se livrent finit par anéantir la valeur de la ressource et conduit ce faisant à sa surexploitation. Les politiques gouvernementales visant à mettre à profit les marchés doivent imposer des restrictions d'accès au moyen de droits de propriété ou d'autres mécanismes de restriction de l'utilisation. Ces restrictions servent le même objectif que des droits de propriété bien définis : elles créent des incitations à investir dans la ressource.

Externalités

Pour illustrer le problème des externalités, on peut prendre comme exemple la gestion conjointe des espèces sauvages sur des propriétés privées. Lorsque les animaux sauvages se déplacent entre différentes propriétés, il y a des externalités entre les propriétaires fonciers voisins. Ces externalités font que même si un propriétaire privé a des droits sur les espèces sauvages lorsque celles-ci séjournent sur sa propriété, les investissements qu'il consacre à cette ressource engendrent des flux au profit d'autres que lui. Ces avantages qu'il ne s'approprie pas (externalités) diminuent l'incitation à opérer de tels investissements.

Pour apporter une solution à ce problème, certains pays ont établi des programmes de conservation foncière. En Afrique du Sud, l'État a pris des mesures qui encouragent les propriétaires fonciers voisins à coopérer et à participer à des programmes d'investissement dans les espèces sauvages et de marketing conjoint. Grâce aux mesures gouvernementales d'accompagnement, les propriétaires sont en mesure de prendre conscience du retour sur investissement collectif qui découle des efforts de gestion communs, et les externalités des espèces sauvages qui se déplacent de propriété en propriété sont ainsi internalisées. En Afrique australe, le mouvement de conservation trouve son origine dans une législation adoptée en 1967 par le Parlement du Sud-Ouest africain (aujourd'hui la Namibie), l'Ordonnance 31. Celle-ci stipulait que la Division de la conservation de la nature et du tourisme devait « accorder au propriétaire et occupant d'une ferme la pleine propriété de l'ensemble du gibier autre que le gibier spécialement protégé, lorsque ce gibier se trouve

Encadré 2.2. **Les droits de propriété privés et le mouvement de conservation en Afrique**

Le programme de conservation en Afrique australe est né avec l'attribution aux propriétaires fonciers de droits de propriété privés sur les espèces sauvages. L'instauration de droits de propriété privés sur les espèces de gibier a donné à chaque propriétaire foncier la possibilité de s'approprier les valeurs d'utilisation de la faune sauvage présente sur ses terres. Cependant, les propriétaires ont été immédiatement confrontés à un problème qui tenait au fait que la plupart des propriétés prises individuellement n'étaient pas assez grandes pour subvenir aux besoins de l'ensemble des espèces sauvages. Une grande partie du territoire namibien est extrêmement aride et les animaux sauvages doivent parcourir de vastes étendues pour se nourrir et trouver de l'eau. Même si la superficie couverte par les ranches est généralement très grande (entre 5 000 et 10 000 hectares environ), elle est souvent inférieure à l'espace de parcours de bon nombre d'animaux sauvages dans ces régions arides. La solution est venue de l'instauration, entre propriétaires fonciers voisins, de relations contractuelles qui prévoient une gestion conjointe des espèces sauvages se déplaçant entre les propriétés. En l'occurrence, les contrats rassemblent entre dix et vingt propriétaires fonciers qui délimitent un grand espace commun et fixent des principes régissant la gestion et l'utilisation conjointes de la faune sauvage.

La communauté de conservation Khomas Hochland Conservancy, par exemple, a pris notamment les mesures suivantes de gestion conjointe depuis sa création en septembre 1992 :

- la réduction du chargement en bétail à l'intérieur de la zone ;
- l'ouverture des points d'eau au gibier durant la saison sèche ;
- la suppression des deux fils des clôtures intérieures ;
- l'édification de clôtures infranchissables par le gibier sur une partie des limites extérieures ;
- l'introduction de nouvelles espèces sauvages (bubale) ;
- la mise en place d'une organisation de marketing commune (brochure, agent).

La clé du programme réside dans les valeurs produites par ces espèces sauvages et dans le dispositif de partage des avantages qui a été mis en place. Les chasseurs acquittent un droit de trophée pour chaque animal abattu et paient l'hébergement et un guide de chasse agréé. Les chasseurs, qui viennent d'Europe ou des États-Unis, acquittent chacun un droit d'hébergement, lequel est conservé par le propriétaire qui est à l'origine de leur venue et qui les loge. La chasse est ensuite possible sur toutes les terres de la communauté de conservation. Les droits de trophée sont répartis entre le propriétaire sur la

Encadré 2.2. **Les droits de propriété privés et le mouvement de conservation en Afrique (cont.)**

propriété duquel le gibier est abattu, qui perçoit une part déterminée, la communauté de conservation elle-même, qui perçoit 5 %, et le propriétaire qui est à l'origine de la venue du chasseur, pour qui ce revenu s'ajoute aux droits d'hébergement perçus.

Cet arrangement permet aux différents propriétaires fonciers de partager les avantages attachés à la propriété du gibier même s'ils ne participent pas eux-mêmes à la prospection et à l'hébergement des chasseurs. Leur seule obligation est de prendre part aux mesures de gestion conjointe qui permettent aux espèces de gibier d'utiliser leurs terres. En outre, la part des droits perçue par la communauté de conservation elle-même sert à financer des mesures de gestion d'intérêt collectif, dont la réintroduction d'espèces sauvages et la construction de clôtures infranchissables par le gibier aux limites extérieures de la communauté. Ainsi, sous l'effet direct des incitations financières créées par la privatisation de la faune sauvage en Namibie, des propriétaires fonciers privés sont en train de supprimer des clôtures érigées naguère et de réintroduire des espèces qui avaient disparu du fait de ces clôtures. En outre, il est évident qu'il ne s'agit là que d'une première étape sur la voie de modes d'utilisation des terres fondés sur les espèces sauvages. La communauté de conservation continue de rechercher de nouveaux membres (dans l'espoir d'un élargissement jusqu'aux limites d'une réserve de chasse située à proximité) et s'apprête à importer d'autres espèces sauvages (girafes, impalas) en vue de développer également les valeurs écotouristiques de ses terres.

Quel a été l'impact de la privatisation de la faune sauvage en Namibie ? Avec près de trois décennies de recul, on dispose aujourd'hui d'une solide expérience. Tout d'abord, il apparaît que le nombre d'animaux sauvages a augmenté d'environ 70 % en 20 ans (1972-1992). Ensuite, et dans le même ordre d'idées, la biomasse de gibier a progressé de quelque 84 %. Enfin, il apparaît que la diversité des espèces s'est également accrue d'approximativement 44 %.

Aussi, l'effet de la privatisation et de l'internalisation des externalités en Namibie montre de façon probante que cette politique a créé des incitations en faveur de la conservation des espèces sauvages. Durant la période en question, les populations d'espèces sauvages ont connu une progression spectaculaire (quoique cyclique), tout comme la diversité en général. Bon nombre de régions voient des espèces réintégrer des habitats desquels elles avaient été systématiquement évincées sous l'effet des politiques gouvernementales en vigueur il y a seulement quelques décennies. En outre, les incitations économiques suscitent des modalités très différentes d'utilisation des terres que les dispositifs administratifs de jadis. Cette étude et beaucoup

Encadré 2.2. **Les droits de propriété privés et le mouvement de conservation en Afrique** (cont.)

d'autres montrent que des utilisations mixtes des terres sont non seulement possibles, mais aussi profitables. En Namibie, toutes les communautés de conservation existantes utilisent les espèces sauvages en combinaison avec les espèces domestiquées, et non les unes au détriment des autres. Si les propriétaires fonciers transforment les habitats de Namibie en supprimant des clôtures et en réintroduisant des espèces de gibier, c'est uniquement en réaction aux incitations financières créées par la privatisation.

Source : Barnes et de Jaeger (1998).

légalement sur la ferme et que celle-ci est entourée d'une clôture suffisante ». L'ordonnance prévoyait également la possibilité pour le propriétaire de louer ses droits (Joubert, 1983). C'est cette démarche de « privatisation » qui est à l'origine du système de gestion entièrement différent des animaux sauvages qui prévaut aujourd'hui en Namibie.

Le mouvement de conservation en Afrique australe montre l'importance des droits de propriété et des contrats pour l'internalisation des externalités de la biodiversité. Pour les propriétaires de biens fonciers voisins, l'investissement dans les facteurs nécessaires à l'existence de la biodiversité détenue en commun ne présente *a priori* guère d'intérêt, puisqu'il profite simplement sous forme d'externalités aux propriétaires des terres contiguës. En l'absence de droits de propriété et de contrats, il n'y a pas d'incitation à conserver la faune sauvage sur ces terres. En revanche, en présence des uns et des autres, les propriétaires fonciers sont en mesure d'établir des dispositifs de gestion conjointe qui leur permettent de profiter collectivement des mécanismes d'investissement communs. L'investissement minimum nécessaire à la pérennité des espèces sauvages (suppression des clôtures, points d'eau) est alors possible.

Asymétrie de l'information

Pour illustrer le problème de l'asymétrie de l'information, on peut se référer à la gestion des échanges internationaux d'espèces sauvages. Les biens entrant dans ces échanges proviennent de nombreuses sources différentes : certains sont produits dans le cadre d'une utilisation durable, beaucoup d'autres ne le sont pas. Dans le passé, les mesures de gestion internationale de ces échanges ne faisaient pas la distinction entre les formes d'utilisation, mais réglementaient le commerce uniquement en fonction de la situation des populations de l'espèce considérée dans le monde (Swanson, 2001). Si l'espèce était jugée menacée d'extinction, son commerce était interdit sans distinction

Encadré 2.3. Certification de produits dans le cadre du commerce international

Les populations de vigognes d'Amérique du Sud sont inscrites à l'Annexe I de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) depuis la conclusion de cet accord international, ce qui interdit en pratique le commerce de produits dérivés de cette espèce. Pourtant, elles ont continué de diminuer du fait du braconnage et de leur utilisation au niveau local. En 1986 a été déposée la marque commerciale « *Vicuñandes* », et certaines populations de vigognes du Pérou ont été transférées à l'Annexe II de la CITES pour permettre les exportations d'étoffes fabriquées avec la laine prélevée sur les animaux vivants. A la neuvième réunion de la Conférence des Parties (à Fort Lauderdale, en 1994), cette évolution a pris de l'ampleur et toutes les populations du Pérou ont été transférées à l'Annexe II, à la condition que le commerce porte sur la laine de vigognes vivantes.

En 1991, le Pérou a adopté des réformes législatives qui ont modifié le statut de la vigogne sur les terres communales : les collectivités locales ont récupéré l'usufruit et la garde des spécimens et se sont donc vu offrir la possibilité de les utiliser dans le respect des réglementations nationales. Depuis lors, des comités communaux de la vigogne ont été créés afin de protéger, négocier et réglementer l'utilisation de l'espèce, en complément des mesures de protection prises par l'État. L'association nationale des éleveurs de vigognes (NBS), qui fédère toutes les associations régionales, est le représentant officiel des collectivités. La laine de vigogne étant difficile à transformer en raison de sa finesse et de la longueur relativement faible des fibres, les autorités chargées de la gestion se sont efforcées de créer une entreprise commune avec des industriels. Afin d'obtenir de meilleurs prix, la NBS a lancé un appel d'offres pour le traitement du stock de fibres accumulé jusqu'en 1993. Au total, 2 000 tonnes de fibres et 200 mètres d'étoffe provenant des premières opérations ont été proposés. L'appel d'offres prévoyait un accord de participation de deux ans et exigeait des soumissionnaires la garantie d'une chaîne de transformation directe jusqu'au consommateur final. Il a débouché sur un accord très avantageux et procuré des fonds importants au profit du développement et de la conservation. En échange, International Vicuña Consortium, l'entreprise italo-péruvienne retenue, a obtenu le droit d'utiliser en exclusivité la marque commerciale pendant deux ans et de commercialiser les stocks de laine existants.

Source : Bulte, Fernandez et Swanson (à paraître).

d'origine. A l'inverse, si elle n'était pas menacée d'extinction, son commerce était autorisé quelle que soit la source.

Plus récemment, la CITES a évolué de façon à permettre le commerce d'espèces en fonction de la nature de la source. Ainsi, certaines sources peuvent désormais être jugées durables sur la base d'exemptions accordées au titre de l'élevage en ranch (spécimens prélevés dans la nature et vendus en quantités durables) ou sur la base de quotas définis par les Parties à la Convention. Chacune des deux approches est conçue pour permettre la poursuite de l'utilisation durable d'espèces menacées d'extinction lorsqu'il y a des indices d'une utilisation durable et d'investissements.

Le rôle important dévolu à la CITES sur le marché est de produire des informations crédibles sur le processus utilisé pour récolter/prélever une ressource et la conserver. Faute de certification crédible des processus de production, il est impossible de distinguer sur le marché ceux qui sont durables de ceux qui ne le sont pas.

Dans le cadre des marchés de la biodiversité, la certification a pour fonction d'informer les consommateurs sur la nature des processus de production dont sont issus les biens de consommation. En l'absence de source d'information crédible, les consommateurs ne sont pas en mesure d'opérer une distinction entre les biens en fonction de ces processus. Étant donné que les biens et services de la biodiversité sont très souvent groupés avec d'autres biens et services (par exemple, le bois d'œuvre provenant d'une forêt), il importe d'établir un mécanisme pour signaler quels flux font et lesquels ne font pas appel à la biodiversité.

Suivi et contrôle de l'application

Un aspect essentiel au bon fonctionnement des marchés mis en place est de veiller à ce que les règles, les règlements et les lois soient appliqués. C'est seulement lorsque les marchés sont assortis de mesures de surveillance suffisantes pour assurer la conformité que les échanges qui s'y déroulent peuvent produire des gains nets pour la collectivité. Par exemple, si l'on crée des droits applicables sur des ressources liées à la biodiversité, celles-ci deviennent des biens privés. L'application limite les risques de voir les biens faire l'objet d'une utilisation non viable, dans la mesure où leur propriétaire les traitera comme une partie intégrante de son portefeuille d'actifs durables (produisant des revenus à long terme). Ainsi, on traite les défaillances du marché liées aux problèmes de non-excluabilité et de non-rivalité.

Une réserve s'impose évidemment, à savoir que les droits de propriété doivent en fait être applicables — d'un point de vue technique aussi bien que d'un point de vue économique. Il convient d'en tenir compte dès le départ – et non après coup – dans l'étude des différentes lignes d'action envisageables.

Comme dans toute action des pouvoirs publics, les institutions sous-jacentes doivent reposer sur la « compatibilité des motivations ». Si une surveillance rigoureuse s'impose dans la plupart des cas pour veiller à l'application, il n'en est pas forcément toujours ainsi. Pour les entités (comme les grandes entreprises) qui ont une grande visibilité dans de nombreuses régions du monde, une vision à long terme de leurs intérêts les incite normalement à adopter un comportement qui ne soit pas perçu comme critiquable. Le contrôle de l'application constitue sans doute une question moins importante pour ce type d'entité que pour d'autres qui ont une vision à plus court terme.³

Par ailleurs, le contrôle de l'application peut ne pas être parfois souhaitable d'un point de vue économique. Lorsqu'il est trop onéreux, la valeur sociale et privée de la propriété concernée risque d'être inférieure au coût de surveillance et de répression. Dans l'idéal, il faudrait que les dépenses supplémentaires qu'occasionne l'application des droits de propriété soient équivalentes aux recettes supplémentaires auxquelles l'absence de contrôle de l'application obligerait à renoncer. Dans de nombreux cas, cette condition peut être impossible à remplir, de sorte que la mise en œuvre n'est pas optimale – la valeur du droit de propriété est trop faible. On peut alors être tenté d'établir des droits de propriété bien délimités et bien connus en espérant qu'ils constituent en soi un moyen de dissuasion morale efficace. Cette tentation doit cependant être mise en balance avec l'impact dommageable que peut avoir sur la société la mise en vigueur de mesures dont on ne peut assurer l'application, avec à la clé un risque d'amplification des problèmes de non-conformité dans d'autres secteurs.

Réserves et dilemmes

Jusqu'à présent, nous nous sommes attachés à décrire le rôle positif que peuvent jouer les marchés, c'est-à-dire les avantages dont ils peuvent être porteurs pour la biodiversité. Cependant, compte tenu des aspects publics de la biodiversité, il faut être conscient et tenir compte du fait que des problèmes peuvent se poser. Pour illustrer notre propos, on peut évoquer le cas du phytéléphas en Équateur. Il s'agit d'un arbre dont les graines contiennent une matière très dure, appelée corozo ou ivoire végétal, qui est employée pour fabriquer des boutons. En la circonstance, la création d'un marché de la biodiversité suppose de promouvoir l'utilisation du corozo de façon à inciter à la conservation de l'arbre qui le produit. Examinons maintenant les autres utilisations de la forêt dans laquelle on trouve cet arbre. Une valeur peut être attachée à l'utilisation de cette forêt comme source potentielle de bois, par exemple, ou même comme lieu d'activité agricole. Les différents usages possibles confèrent à cet espace différentes valeurs potentielles. Ainsi, la valeur des produits du bois lui confère une certaine valeur, en fonction de la quantité de bois qu'il est possible d'y produire par kilomètre carré. De la même

manière, la valeur du terrain en tant que lieu d'activité agricole est fonction de la quantité de produits agricoles que l'on peut y produire (sur une période escomptée). Lorsque les graines du phytelephas possèdent une valeur suffisamment élevée, les autres usages possibles de la forêt ne sont toutefois pas viables sur le marché.

Cela étant, si ces graines ont trop de valeur, le fait de promouvoir l'utilisation du corozo pour la fabrication de boutons peut avoir des répercussions regrettables sur la biodiversité. Si le corozo devient l'objet d'une demande tellement forte que le milieu dans lequel pousse le phytelephas subit des modifications substantielles, la biodiversité risque de pâtir davantage qu'elle ne profite du marché créé. La création d'un marché appelle une grande vigilance pour éviter que la commercialisation du produit n'entraîne la destruction de la source de biodiversité. Elle doit donc s'inscrire dans un processus soigneusement conçu pour encourager une utilisation durable.

Pour beaucoup, on a tort de vouloir utiliser les marchés à l'appui de la biodiversité, car ceux-ci constituent au départ la principale cause des atteintes à la biodiversité. Promouvoir des marchés, estiment-ils, ne fera sans doute qu'occasionner de nouveaux dégâts et pourrait même accélérer la dégradation de la situation. Cette préoccupation est bien sûr partagée par un large échantillon de personnes intervenant dans des activités liées à la biodiversité. Le fait de laisser des marchés fonctionner sans entraves peut entraîner une perte pour la collectivité en permettant des ventes de biens ou services que la société ne souhaiterait peut-être pas autoriser. Autrement dit, permettre à des personnes de se livrer dans un but lucratif à des activités d'utilisation de la biodiversité n'est pas forcément toujours dans l'intérêt bien compris de toutes les autres personnes et peut déboucher sur une diminution du bien-être général. Étant entendu que la biodiversité est un bien qui ne laisse personne indifférent, il incombe automatiquement aux partisans de la création de marchés de la biodiversité de prouver que l'aspect public de ce bien est pris en compte.

Dans beaucoup de pays, les marchés du bois d'œuvre et des produits agricoles sont responsables de la majeure partie des interventions humaines qui ont pour conséquence de modifier des espaces naturels. A la base de ce manuel, il y a cependant la conviction que les marchés peuvent être mis au service des objectifs de biodiversité. Les marchés sont en soi un facteur d'amélioration du bien-être matériel. Le fait qu'une très grande partie de la population mondiale survive avec moins d'un dollar par jour donne à penser que de nombreuses régions de la planète ont besoin de marchés efficaces pour avoir accès aux biens et services de base. S'il est possible d'orienter les marchés afin qu'ils produisent ces biens et services d'une façon qui soit compatible avec la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité, l'amélioration du bien-être ne se fera pas au détriment de la diversité biologique. En outre, étant donné que beaucoup de pays n'ont guère la possibilité de recourir

à des dépenses publiques directes pour cause de contraintes budgétaires et autres, les marchés demeurent l'une des rares solutions réalisables pour susciter des changements significatifs.

Si la création de marchés peut favoriser dans une large mesure la réalisation des objectifs en matière de biodiversité, il faut se garder de la considérer comme la solution unique au problème du recul de la biodiversité ou comme une démarche qui peut se substituer à une politique cohérente. Il s'agit bien plus d'un moyen de compléter d'autres mesures et d'aider la société dans son ensemble. La création de marchés offre la possibilité d'atteindre les objectifs de conservation et d'exploitation durable de la biodiversité d'une manière plus efficace que d'autres mesures publiques, mais seulement si elle est mise en œuvre en tenant soigneusement compte du contexte dans lequel le marché fonctionne.

Conclusion – Institutions de soutien pour les marchés de la biodiversité

On estime généralement que les marchés tels qu'ils fonctionnent actuellement ne permettent pas de pourvoir à l'existence de quantités adéquates de biodiversité parce qu'ils sont incomplets et imparfaits. Face à ce problème, une solution consiste pour les pouvoirs publics à intervenir directement pour assurer l'existence de la biodiversité, par exemple en créant des parcs et des zones protégées. Une autre méthode est la mise en place de mécanismes d'incitation (systèmes de paiements, incitations fiscales) qui font qu'il devient financièrement avantageux de conserver la biodiversité. Ces deux solutions constituent des approches indirectes et exigent des pouvoirs publics des dépenses continues.

Une approche plus directe consiste à essayer de s'attaquer au problème des lacunes et des imperfections des marchés. Les valeurs de la biodiversité sont multiples : valeur d'utilisation, valeur systémique, valeur d'existence, valeur d'option. Certaines d'entre elles sont très difficiles à commercialiser. Beaucoup d'autres font déjà l'objet d'échanges commerciaux ou peuvent être groupées avec des biens qui sont aujourd'hui échangés. En pareil cas, l'approche par la « création de marchés » présente l'avantage de pourvoir à la biodiversité au moyen de dépenses privées plutôt que publiques.

Dans cette optique, le rôle des responsables de l'action gouvernementale est d'établir les institutions de soutien qui permettent à ces marchés de venir à l'appui de la biodiversité. Les marchés créés peuvent prendre de nombreuses formes différentes. Ils peuvent porter sur l'accès aux terres (par exemple, tarification des parcs) ou sur des utilisations ou des droits particuliers afférents à ces terres (droits de coupe, par exemple). Ils peuvent aussi avoir pour objet les biens et services de la biodiversité eux-mêmes (par exemple, contingents relatifs à une espèce de poisson) ou des biens et services connexes (par exemple, services

fournis par les bassins versants). Le choix du marché dépend de ses possibilités de susciter la conservation de la biodiversité dans un contexte donné.

Il est tout aussi important de soutenir le bon fonctionnement des marchés dans le temps que leur création. Les flux de valeur produits par l'utilisation de biens et services issus des ressources de la biodiversité ne sont pas nécessairement porteurs d'incitations en faveur de la conservation. L'existence de telles incitations exige à la fois des droits de propriété bien définis (c'est-à-dire adaptés à chaque ressource) et des marchés raisonnablement efficaces (c'est-à-dire exempts d'imperfections sérieuses). Étant donné qu'une adéquation parfaite entre les biens et services de la biodiversité et le modèle du marché est peu probable, il importe que les responsables de l'action gouvernementale soutiennent le marché après sa création pour assurer son efficacité.

Les imperfections dont peuvent pâtir les marchés tiennent notamment à l'accès et à la création de rentes, aux externalités et à l'asymétrie de l'information. Les restrictions d'accès peuvent nécessiter l'aide des pouvoirs publics si les limites ou les utilisations d'une ressource sont difficiles à définir. Les externalités peuvent persister lorsqu'il n'est pas aisé de confiner la ressource à l'intérieur de limites déterminées. L'asymétrie de l'information est importante si le marché a pour objet des biens et services qui sont échangés à distance. Aucun de ces problèmes n'est rédhibitoire dans l'optique de la création de marchés, mais tous peuvent persister une fois le marché créé et rendre celui-ci beaucoup moins efficace.

Il importe de reconnaître que les marchés ne sont pas toujours à même de conserver l'ensemble des valeurs de la biodiversité. Lorsque le recours aux marchés est matériellement possible, il convient de les utiliser s'ils constituent le moyen le plus efficace et économe pour à la fois concrétiser les valeurs et mettre en place des incitations en faveur de la conservation. En revanche, lorsque les marchés ne constituent pas une solution praticable ou ne présentent pas un bon rapport coût-efficacité, les responsables de l'action gouvernementale doivent envisager d'autres moyens d'action.

Notes

1. Il est à noter que les phénomènes naturels peuvent également entraîner des incidences qui ne sont pas pleinement internalisées dans l'activité des marchés et constituer ainsi des questions relevant légitimement des pouvoirs publics.
2. Compte tenu de la protection accordée aux opinions minoritaires dans les constitutions nationales.
3. Les entreprises qui ont davantage de mal à s'inscrire dans une perspective à très long terme sont généralement celles qui ne sont pas en mesure de contracter autant qu'elles le souhaitent des emprunts gagés sur les revenus futurs.

Références

- Akerlof, G.A. (1970), « The Market for Lemons: Qualitative Uncertainty and the Market Mechanism », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 84, pp. 488-500.
- Barnes, J. et M. de Jaeger (1998), *Analysis of Namibian Land Conservancies*, Namibian Department of Economic Affairs, Windhoek.
- Bulte, E., J. Fernandez et T. Swanson (à paraître), *Economic Development and Wildlife Conservation*, CUP, Cambridge.
- Fawzi, M.A. (1995), Towards integrated coastal zone management in Egypt: « Hurghada Casestudy », EEAA Workshop on Integrated Coastal Zone Management.
- James, A., M. Green et J. Paine (1999), *A Global Review of Protected Area Budgets and Staff*, World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, Royaume-Uni.
- Joubert, E., P. Brand et G. Visagie (1983), « An Appraisal of the utilisation of game on private land in South West Africa », *Madoqua*, vol. 13, no. 3, p. 197.
- Klemperer, P. (2002), « How (Not) to Run Auctions: the European 3G Telecom Auctions », *European Economic Review*, vol. 46, pp. 829-45.
- Medio, D. (1995), « Sustainable Tourism in the Ras Mohammed National Park, Egypt », Technical Report: Tropical Marine Research Unit, York University. Case study for Darwin Initiative Project on Sustainable Wildlife Use for Biodiversity Conservation.
- Milgrom, P. (2004), *Putting Auction Theory to Work*, Cambridge University Press, Cambridge.
- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*, Paris.
- OCDE (2003), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, Paris.
- Ras Mohammed National Park (SHARM) (1996), *entretien avec Timothy Swanson*.
- Roth, A. E. (2002), « The Economist as Engineer: Game Theory, Experimental Economics and Computation as Tools of Design Economics », *Econometrica*, vol. 70, no. 4, pp. 1341-78.
- Stoneham, G., V. Chaudhri, A. Ha et L. Strappazzon (2003), « Creating Markets for Biodiversity Conservation on Private Land », paper presented at the 46th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society.
- Swanson, T. (2001), « Developing CITES », in Hutton, J. et B. Dickson, B. (dir. publ.) *Endangered Species, Threatened Convention*, Earthscan, Londres.

Chapitre 3

Institutions de soutien – Droits de propriété

Le régime de droits de propriété appliqué aux ressources relève généralement d'un choix des pouvoirs publics – il dépend des circonstances. Dans le contexte de la création de marchés, les droits de propriété sont cependant à la base de l'obtention des résultats voulus. Ils ont pour effet de restreindre l'accès, de façon que le "propriétaire" désigné soit assuré de tirer demain le bénéfice des investissements qu'il consent aujourd'hui. Une institution de droits de propriété efficace garantit donc un accès exclusif aux biens et services qui découleront à l'avenir de la ressource détenue, d'où une incitation à la planification à long terme, voire intergénérationnelle. La biodiversité recouvre beaucoup de ressources qui sont envisagées comme des ressources non excluables, alors que cela n'a rien d'inévitable. Par exemple, la Convention internationale sur le droit de la mer stipule que les pêcheries situées à l'intérieur d'une zone de 200 milles autour des côtes d'un État font partie de la zone économique exclusive de cet État, auquel il appartient de choisir les institutions qui sont utilisées pour récolter ces ressources. Il incombe à l'État de définir la nature du régime de gestion qui sera employé pour déterminer comment/si des ressources données seront utilisées. Le choix du régime de droits de propriété fait cependant intervenir de nombreux facteurs : par exemple, qui supportera le risque et jusqu'à quel point le régime sera-t-il applicable ? L'analyse de certaines des caractéristiques des régimes de droits de propriété aide à bien choisir les mesures appropriées.

Ce chapitre examine un certain nombre de questions fondamentales que pose l'utilisation de droits de propriété et de marchés pour la fourniture des biens et services de la biodiversité. Ces questions font ressortir les raisons de l'importance de la création de marchés, les différentes approches pouvant être employées à cette fin et les instruments qui permettent d'assurer l'efficacité de la démarche.

Certains biens et services issus des ressources de la biodiversité peuvent ne pas se prêter aisément à une gestion par le biais de marchés. Il en est ainsi des valeurs d'existence attribuées à de nombreuses espèces par des personnes qui n'auront sans doute jamais l'occasion de les rencontrer. La valeur monétaire attribuée à l'existence du rorqual bleu par des personnes interrogées dans le cadre d'une enquête spécifique en est une illustration concrète (Pearce et Moran, 1998). Étant donné qu'il est impossible de convertir la nature de cette demande en transactions marchandes (à moins que les personnes en question n'aient l'intention d'aller voir la ressource dans un avenir plus ou moins proche), la création d'un marché ne constitue sans doute pas une ligne d'action réaliste dans ce contexte. Dans ce type de cas, les décideurs doivent envisager d'autres approches plus classiques de conservation de la biodiversité, comme la création de parcs ou de zones protégées ou la mise en place d'autres restrictions d'utilisation.

La création de marchés peut consister à s'attaquer aux défaillances du marché elles-mêmes. Dans un premier temps, il convient alors d'analyser les caractéristiques essentielles du bien ou service concerné et les raisons qui font qu'il n'est pas immédiatement commercialisable. Ensuite, il s'agit d'essayer d'élaborer des mesures qui permettent au marché en question de se mettre en place et/ou de corriger sa défaillance. Enfin, il est le cas échéant possible d'établir par une intervention publique les conditions essentielles dans lesquelles le bien est produit par le marché lui-même plutôt que par le secteur public. On peut considérer cette démarche à la fois comme une approche plus directe de la fourniture du bien ou service voulu, et comme une solution qui peut se traduire par des dépenses publiques moins importantes à long terme. C'est elle qui est décrite dans ce chapitre.

Créer des marchés – choix des institutions adaptées de droits de propriété

L'objectif de la création de marchés est d'engendrer des incitations en faveur de l'investissement privé dans la fourniture des ressources destinées à

être échangées sur le marché. La mise en place de telles incitations nécessite au préalable d'établir une institution de droits de propriété et une méthode d'échange. L'échange doit être réalisable afin que ceux qui investissent dans la fourniture de la ressource tirent une valeur de leur investissement. Des droits de propriété doivent être établis pour que cette valeur se traduise par des incitations à l'investissement. Dans cette partie, nous nous proposons d'étudier la faisabilité de la mise en place d'institutions de droits de propriété, puis celle de la création d'un marché de la ressource.

Le rôle des droits de propriété est de restreindre l'accès à la ressource, de façon que le propriétaire désigné soit assuré de tirer demain le bénéfice des investissements qu'il consent aujourd'hui. Pour réussir, une institution de droits de propriété doit donc garantir un accès exclusif aux biens et services qui découleront à l'avenir de la ressource détenue. C'est la perspective d'un accès exclusif à l'avenir qui crée l'incitation à investir aujourd'hui.

La perception qui veut que la biodiversité soit un bien public est le fruit de siècles et de siècles de croyances et de coutumes juridiques et sociales. Beaucoup de régimes juridiques ont traité pendant des siècles les ressources de la biodiversité et les espèces sauvages comme n'appartenant à personne avant d'avoir été capturées. Les zones de pêche internationales (qui ne font pas l'objet d'accords internationaux) sont ce que le droit romain qualifiait de *res nullius* (la propriété de personne). Dans beaucoup de pays, de nombreux produits forestiers non ligneux sont à la disposition de quiconque entreprend de les récolter. (Toutes ces ressources sont soumises à un régime de gestion dit d'accès libre, où chaque pêcheur, forestier, etc. tente de maximiser sa récolte dans le cadre d'une concurrence ouverte avec tous les autres.)

Il importe de reconnaître que le régime de droits de propriété appliqué aux ressources relève généralement d'un choix des pouvoirs publics. La biodiversité recoupe beaucoup de ressources qui sont envisagées comme des ressources non excluables, alors que cela n'a rien d'inévitable. Par exemple, la Convention internationale sur le droit de la mer stipule que les pêcheries situées à l'intérieur d'une zone de 200 milles autour des côtes d'un État font partie de la zone économique exclusive de cet État, auquel il appartient de choisir les institutions qui seront utilisées pour récolter ces ressources. Il en va de même pour les terres forestières situées sur le territoire d'un État : ce dernier peut choisir d'autoriser l'accès libre ou instituer sous une forme ou une autre des restrictions d'accès. L'État doit choisir la nature du régime de gestion qui sera utilisé pour déterminer l'exploitation de bon nombre de ressources de la biodiversité.

Encadré 3.1. Aux origines de la propriété publique des espèces sauvages

Presque tous les systèmes juridiques qui remontent à la formulation du droit romain ont pris acte des demandes concurrentes d'accès aux espèces sauvages, qualifiant ces dernières de *res nullius* (« n'appartenant à personne »). Compte tenu du caractère indéterminé de ce rapport entre les espèces sauvages et l'individu, les premières sont devenues implicitement l'une des toutes premières tutelles de l'État. Celui-ci a été érigé en gardien des espèces sauvages et chargé d'en réguler les captures. Il s'est acquitté de cette tâche en arbitrant entre les nombreuses demandes concurrentes d'accès aux ressources des espèces sauvages et en faisant respecter les droits attribués. Son monopole sur la régulation de la faune sauvage a été consacré, car il ne faisait guère de doute que ces fonctions relevaient exclusivement du domaine de l'État. En Angleterre, où l'État était incarné par la monarchie et ses représentants, les espèces sauvages sont devenues « la propriété du souverain ». Les demandes concurrentes d'accès aux ressources de la faune sauvage prenaient souvent la forme d'un affrontement entre les communautés locales et des élites qui n'étaient guère présentes sur place. Le shérif et les gardes-chasse œuvraient de conserve pour empêcher les communautés locales de se livrer au « braconnage » avant que ceux revendiquant un titre royal sur les animaux sauvages n'aient pu le faire valoir. L'affrontement opposait différentes catégories intéressées au sujet des ressources de la faune sauvage, et l'État jouait le rôle d'arbitre.

Dans l'Amérique coloniale, les espèces sauvages sont demeurées une *res nullius* en vertu du système repris de la common law : l'une des premières décisions judiciaires américaines a d'ailleurs confirmé qu'elles ne pouvaient pas être considérées comme appartenant aux propriétaires fonciers. Bien souvent, l'un des premiers actes des nouveaux États a été de proclamer leur autorité réglementaire sur les espèces sauvages. Des règlements de chasse ont été adoptés avant même l'indépendance des États-Unis : dès 1646 dans le Rhode Island, et au plus tard en 1720 dans la plupart des autres colonies. Peu après être devenu un État, l'Iowa s'est doté (en 1878) d'une première série de règlements régissant la quantité de gibier pouvant être capturé par chaque individu (Edwards, 1995). Dans tous ces cas, l'État a assumé le rôle de gestionnaire des nombreux usages faits des espèces sauvages restantes, y compris sur les terres privées.

Ces approches de la gestion des espèces sauvages ont été reprises dans de nombreuses autres régions du monde. En Afrique, par exemple, les animaux sauvages étaient considérés comme des vecteurs de maladies et comme des concurrents des espèces domestiquées pour l'accès aux pâturages. Leur éradication entraînait souvent dans le cadre des politiques de développement

Encadré 3.1. **Aux origines de la propriété publique des espèces sauvages (cont.)**

agricole (Cumming, 1990). L'Accord de Londres de 1933 a officialisé la transcription dans une partie de l'Afrique coloniale des traditions occidentales en matière de gestion des espèces sauvages. L'État a assumé le rôle de gardien des espèces sauvages. Il devait s'acquitter de cette mission par la création de réserves de chasse et de parcs nationaux affectés exclusivement à l'utilisation et à la préservation des espèces sauvages. La mise en place de ces structures de préservation fondées sur des « zones protégées » a concerné des parties importantes des régions coloniales (10 % de l'Afrique australe et de l'Est, par exemple). Dans beaucoup de nouvelles zones protégées, des populations ont été expulsées de force, et des unités de police chargées de la lutte contre le braconnage ont été créées pour protéger les espèces sauvages contre leur exploitation par les communautés restantes (Marks, 1987).

Source : Edwards (1995).

Encadré 3.2. **Choix du régime de gestion de l'éléphant d'Afrique**

Dans les années 80, le groupe d'étude sur le commerce de l'ivoire a mis en évidence un recul de 50 % de la population d'éléphants d'Afrique dans les 34 États de parcours (de 1.3 million à environ 600 000 spécimens). Ce déclin a eu lieu parallèlement à la progression du commerce de l'ivoire et a été attribué à la conjonction de deux facteurs : la hausse des prix de l'ivoire et l'existence d'armes aisément accessibles. Une interdiction du commerce de l'ivoire a alors été proclamée. Un examen plus attentif a permis de constater que la hausse des prix de l'ivoire avait eu des incidences très différentes sur les populations d'éléphants selon les États. Ainsi, quatre États de parcours avaient enregistré à eux seuls une perte de plus de 550 000 éléphants au cours de la décennie. En revanche, quatre autres États avaient vu leurs populations d'éléphants augmenter de façon significative. Tous les autres États de parcours avaient perdu moins de 100 000 éléphants durant les années 80. Le mode de gestion appliqué à l'espèce était la principale différence entre les États qui avaient enregistré une diminution des populations et ceux qui avaient connu une augmentation. Dans les États où les populations avaient progressé sensiblement (comme le Zimbabwe), les éléphants avaient été au centre d'une importante campagne axée sur l'investissement et la création de marchés. Dans ceux où elles avaient accusé un recul substantiel, les éléphants avaient été soumis à un régime d'accès libre et les investissements avaient été très faibles, voire inexistants.

Source : Barbier, Burgess, Pearce et Swanson (1990).

Choisir le régime approprié de droits de propriété – division des droits entre les secteurs public et privé

Lorsqu'il est admis que l'utilisation de droits de propriété constitue une option valable dans le contexte de la biodiversité, il incombe à l'État de prendre plusieurs décisions au sujet de l'institution de droits de propriété adaptée à la situation particulière. Comme nous l'avons signalé, ces institutions ne sont pas uniformes ou monolithiques par nature, mais se rapportent à un faisceau de droits et de responsabilités qui peuvent être attachés à une ressource et à son habitat. L'État peut choisir de mettre en valeur un ensemble de droits qui se prêtent le mieux à la division des droits et utilisations entre le secteur privé et le secteur public. Le principal avantage de l'attribution de droits au secteur privé tient aux flux d'investissements privés qui seront consacrés aux ressources correspondantes, et partant aux perspectives de conservation future de ces ressources. La décision de l'État concernant la division des droits sur les ressources et les habitats revient à un arbitrage entre les avantages fondamentaux qu'offrent la détention privée et la détention publique.

La définition des droits de propriété met en jeu de nombreuses dimensions différentes. Tout d'abord, il faut distinguer entre le droit de jouissance (*usufruit*) et le droit de propriété.¹ Le droit de jouissance confère le droit de jouir d'un flux d'avantages déterminé durant une période donnée. Ce flux déterminé peut recouvrir une seule utilisation (par exemple, le droit de profiter de la lumière ou de l'air sur une parcelle désignée) ou toutes les utilisations possibles (emphytéose, par exemple). Les droits peuvent être valables pour une période plus ou moins longue, qui va d'une seule journée à la vie entière (*usufruit viager*), et ils peuvent être transférables ou bien non cessibles. De tels intérêts fonciers partiels sont souvent établis en vertu d'accords privés (tels que les baux ou servitudes), par exemple.

Le droit de jouissance doit être distingué du droit de pleine propriété, qui recouvre, outre l'ensemble des droits de jouissance, les droits résiduels et le droit réversif. Les droits résiduels désignent tout ce qui subsiste après cession d'utilisations spécifiques. Le droit réversif désigne le droit de retour de l'ensemble des droits de jouissance à la fin de la période définie. Le droit de propriété permet au titulaire de diviser et d'attribuer comme bon lui semble les droits afférents à un terrain. Le propriétaire peut donc isoler et céder à différentes entités désignées des droits de jouissance spécifiques, et conserver les autres ainsi que les droits résiduels et réversifs. Il peut aussi transférer à une autre entité l'intérêt en fief (droits de propriété résiduels), sous réserve des droits de jouissance déjà cédés. Par exemple, un propriétaire peut céder à une personne le droit de construire des bâtiments sur des terrains, à une autre le droit d'avoir la vue sur les terrains et à une troisième l'ensemble des droits résiduels.

L'État peut également distinguer les droits de jouissance des droits de propriété d'un terrain qu'il possède, et choisir de maintenir certaines utilisations du terrain dans le secteur public et d'en céder d'autres au secteur privé. La plupart des pays reconnaissent aussi le droit souverain de l'État de pourvoir à des utilisations publiques de terres privées par l'encadrement de l'aménagement et les règlements de zonage. Dans de nombreux pays, les pouvoirs publics limitent de plus en plus les droits d'aménagement des propriétaires fonciers privés qui peuvent être incompatibles avec les politiques suivies dans d'autres domaines, tels que la conservation de la biodiversité et la protection des espèces. Aux États-Unis, par exemple, l'aménagement des terres privées dans les bassins hydrographiques est soumis à des restrictions croissantes en application de lois destinées à atténuer les incidences du développement sur l'habitat des saumons.

Étant donné que l'État a la possibilité de contrôler la propriété et les avantages liés à l'utilisation des terres situées sur son territoire, il peut recourir à au moins quatre formes de gestion distinctes d'un point de vue théorique pour œuvrer en faveur de la conservation de la biodiversité. Premièrement, il peut traiter comme publics aussi bien les terres² sur lesquelles se trouve la ressource que les avantages de la ressource, ce qui équivaut à un régime d'accès libre. Deuxièmement, il peut traiter les terres comme publiques, mais déclarer privés les avantages procurés par la ressource elle-même. Ce mode de gestion peut prendre de nombreuses formes différentes, dont les franchises et les régimes de contingents transférables. Troisièmement, l'État peut déclarer privés tant les terres que les avantages procurés par la ressource, ce qui équivaut à un régime de propriété privée. Quatrièmement, enfin, il peut accorder des droits privés sur les terres tout en imposant une servitude obligeant le propriétaire à pourvoir, à des fins publiques, à des flux d'avantages liés à l'utilisation. Chacune de ces approches peut être considérée comme optimale pour la gestion de ressources particulières (voir encadré 3.2).

Tableau 3.1. **Choix des institutions de base pour la gestion des ressources de la biodiversité et de leur habitat**

		<i>Propriété de la ressource (flux d'avantages liés à l'utilisation)</i>	
		Privée	Publique
Propriété des terres	Privée	I) Droits de propriété traditionnels sur les ressources/terres	III) Droits publics portant sur certaines utilisations des terres privées (par exemple, zonage, servitudes)
	Publique	II) Droits de propriété portant sur certaines utilisations des terres publiques (par exemple, permis négociables)	IV) Accès public aux ressources/terres

L'État peut opter pour l'une de ces quatre formes élémentaires d'institutions de droits de propriété selon la nature des ressources visées et les objectifs à atteindre. Le principal avantage de l'attribution de droits de propriété privés tient à l'identification de la personne physique ou morale concernée avec le flux futur d'avantages dérivés de la ressource ou des terres. Cette solution incite fortement le propriétaire à bien gérer la ressource, à éviter de la surexploiter et à y consacrer des investissements suffisants, mais elle peut restreindre l'accès public aux avantages liés à l'utilisation. Le principal avantage de la conservation des droits dans le secteur public tient au fait qu'elle assure la disponibilité d'avantages pour tous. Cela permet d'informer et de faire participer à la protection de la ressource des pans plus importants de la population, mais la gestion et l'investissement dans la ressource continuent d'incomber au secteur public.

Appliquer l'institution de droits de propriété idoine en fonction de la nature de la ressource

Il n'existe pas une institution de droits de propriété qui convienne à toutes les situations. Si le but est de gérer convenablement la biodiversité, le choix de l'institution appropriée peut varier selon que la biodiversité se rattache plus ou moins étroitement à la propriété concernée, et selon le degré d'incompatibilité entre la préservation de la biodiversité qu'abrite la propriété et les autres utilisations potentielles de celle-ci.

Si la ressource de la biodiversité est étroitement liée à un territoire particulier et qu'elle représente vraisemblablement la meilleure utilisation possible de ce territoire, il peut être possible de réguler l'accès à la ressource simplement en attribuant des droits de propriété privés sur le territoire et la ressource (ressource de type I dans le tableau 3.1). C'est le cas lorsque le flux d'avantages découlant de la biodiversité représente la grande majorité des avantages découlant du territoire. En règle générale, les marchés de ce genre de biens et services sont aisément réalisables ; l'écotourisme en est une illustration. Dans ce cas, c'est la gestion du marché qui est importante et non sa création (voir ci-après le chapitre sur l'accès et la création de rentes).

A l'inverse, il se peut que la ressource de la biodiversité soit comme précédemment étroitement liée à un territoire particulier, mais qu'elle ne corresponde vraisemblablement pas à la meilleure utilisation possible de ce territoire. Dans ce cas, il peut être nécessaire de maintenir la ressource dans le secteur privé (pour éviter une conversion à d'autres utilisations), mais il importe de la gérer dans l'optique de la maximisation des avantages publics.

Parfois, une parcelle concourt à la fourniture de biens et services de la biodiversité, mais n'est pas utilisée dans ce seul but. Il est alors le cas échéant possible de mettre en place des marchés afférents à des droits ou usages

Encadré 3.3. **Marchés de la biodiversité fondés sur la gestion de l'accès aux habitats : tarification optimale des parcs**

Ceux qui visitent les espaces qui abritent la diversité biologique ont la possibilité de jouir de certains flux de biens et services qui en découlent. Ces flux comprennent les services récréatifs et le spectacle visuel de la biodiversité. L'accès à ces espaces étant par nature excluable, il est possible de commercialiser ces flux en commercialisant l'accès aux espaces. C'est le principe de base de la « tarification optimale des parcs » dans le cadre des services écotouristiques. La perception du juste prix auprès des visiteurs du parc permet l'appropriation de la valeur des biens et services associés. Par exemple, il a été démontré que pour parvenir à une tarification optimale de l'accès aux parcs d'animaux sauvages du Kenya, il aurait fallu porter le droit d'entrée d'environ 15 USD à 75 USD par jour (Brown, 1995). Dans le même ordre d'idées, des touristes en visite en Chine ont déclaré être disposés à payer un droit d'entrée de 100 USD par jour pour voir des pandas dans leur habitat naturel (Kontoleon et Swanson, 2002). Ces exemples renvoient à des marchés qui existent déjà, mais qui nécessitent l'application de *stratégies de tarification optimale* pour maximiser leurs avantages en termes de biodiversité.

Les restrictions d'accès aux habitats peuvent être utilisées pour rendre commercialisables de nombreuses formes différentes de biens et services de la biodiversité. Par exemple, la bioprospection peut être gérée en imposant le paiement de droits d'accès aux habitats ou en exigeant de ceux qui s'y livrent la conclusion d'un contrat de redevances avant d'autoriser l'accès.

fonciers particuliers et non à l'intégralité du terrain. Par exemple, des organisations de protection de l'environnement peuvent soumettre des offres d'acquisition de droits de coupe ou d'exploitation minière sur des terrains particuliers et se servir des droits acquis à des fins de conservation de la biodiversité. De telles acquisitions peuvent aussi se faire sous une forme plus directe. Aux États-Unis, par exemple, une pratique aujourd'hui largement répandue consiste à créer des « servitudes de conservation » et à les transférer à des « fiducies foncières » (encadré 3.4). Bien que le transfert d'intérêts fonciers soit nettement plus compliqué à l'échelle internationale, on a fait valoir que cette pratique pouvait être étendue à des marchés internationaux concernant des utilisations telles que le brûlage ou le transfert de droits d'aménagement (Schneider, 1990).

Si la ressource est liée au territoire mais ne représente qu'une utilisation possible parmi d'autres de la propriété, on peut éventuellement envisager d'établir des droits privés afférents à cette utilisation et de conserver le reste du bien dans le secteur public. Cette solution pourrait convenir, par exemple,

Encadré 3.4. **Marchés de la biodiversité fondés sur des droits divisibles sur les habitats : servitudes et fiducies**

Les marchés fonciers sont de plus en plus employés pour l'acquisition de servitudes de conservation et de droits d'aménagement afférents à des terres qui abritent des habitats naturels. C'est ainsi qu'aux États-Unis, des fiducies foncières (« land trusts ») se chargent de servitudes de conservation perpétuelles afférentes à des propriétés. D'autres groupes (comme la Northwest Ecosystem Alliance au Canada) interviennent sur les marchés des droits de coupe. Cette prise de conscience du fait que l'on peut acquérir certains droits d'utilisation plutôt que l'ensemble des droits a largement contribué à la conservation de la biodiversité.

Une servitude de conservation est une servitude perpétuelle négociée à titre privé qui s'applique à une propriété désignée. Elle peut interdire certains usages de la propriété (nouveaux bâtiments ou aménagements, par exemple) ou autoriser uniquement les usages prévus (agricoles ou touristiques, par exemple). La servitude est ensuite transférée à une fiducie foncière au profit de tous ses membres présents et futurs (lesquels peuvent être définis de manière très large de façon à recouvrir l'intérêt général). Elle grève pour toujours le titre de propriété et empêche tout acheteur futur de la propriété d'acquérir les intérêts détenus par la fiducie foncière.

Aux États-Unis, la superficie protégée par des fiducies foncières est passée de 1.9 million à 6.2 millions d'acres entre 1990 et 2000. Sur ce total, 2.6 millions d'acres sont protégés à perpétuité en vertu de servitudes de conservation.

Source : Land Trust Alliance (Washington).

pour des terres qui peuvent être affectées à un usage de parc public mais peuvent aussi offrir des possibilités de concession (organisation de circuits privés sur les terres publiques). L'État peut alors accorder une franchise ou un autre droit de propriété privé restreint correspondant à l'utilisation avantageuse, sans revenir sur la détention publique des terres.

Si la ressource n'est pas liée à un espace terrestre ou aquatique particulier (c'est-à-dire si elle se déplace en permanence), il peut néanmoins être possible d'établir un droit de propriété privé sur la ressource distinct de celui régissant son habitat. Cela vaut pour les ressources dont il est possible de gérer le niveau de récolte ou d'exploitation (ressources de type II dans le tableau 3.1). Par exemple, dans le cadre d'une pêcherie, un système de contingents transférables instaure un droit de prélèvement de la ressource qui est distinct du droit d'accès à la masse d'eau.

Encadré 3.5. Marchés de la biodiversité fondés sur la gestion de l'accès aux ressources : les systèmes de contingents transférables

De nombreuses pêcheries sont régies par un système de contingents transférables. En l'occurrence, le système consiste à définir un contingent global pour la pêche et à le répartir ensuite en allouant des contingents individuels aux différents pêcheurs. Il est préférable que ces contingents individuels soient transférables afin de permettre une mise en commun des ressources qui optimise l'efficacité des captures. Il existe de tels contingents individuels transférables en Nouvelle-Zélande, aux États-Unis, en Australie, aux Pays-Bas et en Islande. Pour aboutir à un marché de la biodiversité, la meilleure solution consiste à mettre aux enchères les contingents et à les rendre échangeables. En dehors du contexte de la pêche, le Mexique a établi un système de contingents individuels transférables pour la chasse au mouflon en terrain ouvert. L'accès à ces espaces n'étant pas réglementé, la gestion de l'exploitation de la ressource elle-même s'est imposée.

Le principe est de substituer des permis ou contingents échangeables aux biens ou services de la biodiversité sous-jacents. Ce genre de permis est parfois utilisé, par exemple, pour assurer l'exclusivité de l'accès à des plantes médicinales, de façon à aboutir au « partage des avantages » prévu par la Convention sur la diversité biologique.

Si la ressource se prête difficilement à des transactions marchandes, il peut être nécessaire de la grouper avec une autre ressource à laquelle elle est liée et qui, elle, s'y prête plus facilement. Par exemple, dans certaines régions, la diversité biologique peut être considérée comme liée à la prévention du

Encadré 3.6. Marchés de la biodiversité fondés sur le groupe : mise en place de marchés de substitution

Il importe d'être conscient du caractère multiforme et de la complexité des nombreux flux de biens et services issus de la biodiversité. Certains de ces flux ne se prêtent pas aisément à la commercialisation, mais il peut être possible de les préserver par la commercialisation d'autres biens ou services dont l'existence est liée à la leur. En l'occurrence, il s'agit d'incorporer les deux dans un même « faisceau » de biens et services. Par exemple, la pérennité d'un habitat forestier peut dans bien des cas être étroitement liée à la fois au maintien de flux de services de la biodiversité et à celui de flux de services hydrologiques (prévention des inondations, purification de l'eau). La mise en place d'un marché des services hydrologiques peut alors contribuer à la préservation de la biodiversité à l'intérieur du bassin versant.

Source : Heal (2002).

déboisement. Il peut alors être possible d'échanger des droits de déboisement incorporant une certaine quantité du bien ou service de la biodiversité (Heal, 2000). C'est souvent le cas dans le cadre de l'entretien des bassins versants ou de la conservation des forêts, où toute transaction intègre implicitement un ensemble de biens complexes.

Certaines formes de biens et services découlant de la biodiversité sont par nature non excluables. Par exemple, l'une des caractéristiques inhérentes de la diversité est l'information. L'existence continue d'une grande diversité de ressources augmente par définition la probabilité de voir s'en dégager à l'avenir des informations utiles (par exemple, à la faveur de l'essai systématique des plantes médicinales). Par nature, l'information est très diffusante et n'est pas exclusive. Le paradoxe fondamental de l'information, exposé par Kenneth Arrow, tient à l'impossibilité pour l'acheteur potentiel d'évaluer une information sans l'avoir échangée au préalable, ce qui rend son échange dans le cadre du marché infaisable. Lorsque des biens ou services sont par nature informationnels, ils doivent souvent être groupés sous une forme complexe avec d'autres biens ou services pour pouvoir donner lieu à des droits de propriété. Les droits de propriété intellectuelle permettent l'exercice d'un droit de commercialisation exclusif de certains produits désignés, en guise de compensation pour les investissements que l'innovateur a consacrés à la production de nouvelles informations. C'est ce droit exclusif sur un ensemble de produits commercialisés qui confère une valeur à l'innovation. En règle générale, la détention de droits de commercialisation exclusifs sur certains produits peut donner une valeur supplémentaire aux investissements liés à ces produits (par exemple, protection des marques et noms commerciaux).

Appliquer le droit de propriété idoine – privé et collectif

L'instrument juridique portant création du droit de propriété induit des changements de comportement en engendrant des marchés qui permettent des échanges avantageux. La façon dont il aboutit à ce résultat n'est cependant pas prescrite, d'où une importante marge de manœuvre que les décideurs peuvent mettre à profit pour atteindre des objectifs particuliers. Ainsi, des droits d'aménagement transférables ont été employés pour autoriser un certain niveau d'activités d'aménagement avec un maximum d'avantages à l'intérieur d'une zone donnée. On s'en est servi, par exemple, pour préserver les zones humides moyennant la création de crédits qui permettent d'aménager une zone à condition d'en recréer une dans un autre secteur en guise de compensation (Gardner, 2003). Dans le domaine de la pêche, les contingents individuels transférables concernant des espèces particulières peuvent être ajustés annuellement en fonction des fluctuations des stocks. Le risque implicite supporté par le détenteur d'un tel contingent est alors pris en compte dans le prix

auquel ce dernier se négocie sur le marché – si bien que les pouvoirs publics sont moins exposés politiquement aux fluctuations des stocks.

On peut résumer certains facteurs déterminants pour le fonctionnement des droits de propriété privés en se référant à plusieurs caractéristiques essentielles qui définissent la nature de l'incitation créée par ces droits – en faveur de l'usage ou du non-usage de la biodiversité.

Tableau 3.2. **Caractéristiques des droits de propriété (permis)**

	Pas de compensation	Compensation
Non négociable	BushTender (Australie)	South Creek Bubble Licensing Scheme (Australie)
	Programme de mise en réserve des terres fragiles (États-Unis)	
Négociable	Système de permis de rejets négociables pour le fleuve Hunt (Australie)	Banques de zones humides (États-Unis)
	Regional Clean Air Incentives Market (États-Unis)	Projet de contreparties concernant la végétation indigène (Australie)
		Crédits de séquestration de carbone

Source : Murtough, Aretino et Matysek (2002).

Le caractère négociable des droits (axe vertical) assure que le coût de réalisation d'un objectif est le même partout. Dans le cadre d'un marché concurrentiel, cela implique que les coûts seront à leur plus bas niveau possible. Les compensations impliquent qu'une activité dans un lieu donné est équivalente à une activité similaire dans un autre lieu. La possibilité de compensations crée une souplesse géographique et/ou temporelle qui assure une réalisation au moindre coût des objectifs dans le temps et dans l'espace. Ainsi, lorsque la dispersion d'une activité n'est pas importante, les compensations permettent le maintien de la biodiversité globale tout en donnant aux détenteurs des droits de propriété la possibilité de maximiser les gains privés.

Comme l'illustre chaque exemple du tableau 3.2, le potentiel d'amélioration des résultats de la gestion de la biodiversité est important, y compris dans les cas où le système présente peu de souplesse. Même les systèmes de droits de propriété non négociables n'autorisant pas les compensations peuvent avoir des effets très positifs sur la biodiversité, comme le montrent les exemples du programme BushTender en Australie et du Programme de mise en réserve des terres fragiles aux États-Unis.

Les pouvoirs publics peuvent aussi recourir à des droits de propriété autres qu'individuels susceptibles de mettre à profit des activités collectives. Souvent, attribuer des droits de propriété individuels garantit qu'une ressource

particulière est gérée de telle sorte qu'il en résulte des avantages à long terme. De fait, lorsque tous les aspects publics d'une ressource liée à la biodiversité sont pris en compte, celle-ci est gérée de façon à produire indéfiniment des avantages. Toutefois, dans de nombreuses circonstances, il est impossible d'attribuer un droit de propriété à une seule personne et/ou cela ne donne pas les résultats escomptés. Par exemple, dans les cas où, compte tenu de la coutume, une ressource est gérée collectivement, accorder un droit de propriété sur cette ressource à un seul individu n'entraîne pas nécessairement une amélioration de sa gestion – cela risque même de la mettre en péril en créant des injustices et en suscitant l'hostilité des autres membres de la collectivité. Si cette démarche engendre de nouveaux frais de suivi et de contrôle de l'application inexistantes auparavant, elle peut se traduire par une perte nette pour la société.

Les droits de propriété collectifs peuvent être considérés comme une solution intermédiaire lorsque le caractère de bien public d'une ressource découlant de la biodiversité a une nette dimension locale. Entre les biens qui sont entièrement publics (et qui exigent une intervention de portée générale des pouvoirs publics) et ceux qui sont totalement privés (pleinement commercialisables) se décline l'éventail des biens qui peuvent revêtir certaines caractéristiques des uns et des autres. Dans ce cas, c'est sans doute sur le concept de « bien de club » qu'il faut fonder l'analyse (voir OCDE, 2003). Si les conditions sont réunies, les clubs peuvent fonctionner au mieux dans le cadre de la propriété collective : cela dépend de facteurs tels que le rapport entre les coûts de transaction de la gestion collective et les droits d'accès individuels.

Les limites de la méthode fondée sur la création de marchés

Lorsque les biens et services découlant de la biodiversité sont plus diffusants et se prêtent moins aisément à des transactions marchandes (comme dans le cas de l'information), le coût du recours aux institutions de droits de propriété augmente en conséquence. L'utilisation de ces institutions reste envisageable, mais le coût qu'elle induit dans ce contexte fait que d'autres moyens d'action sont comparativement plus intéressants.

Dès lors que les pouvoirs publics ont décidé de privilégier une institution de droits de propriété, ils doivent s'attacher à atténuer autant que possible les imperfections du marché qui augmentent les coûts ou nuisent à l'efficacité des échanges. On peut distinguer plusieurs formes d'imperfections du marché : accès libre/création de rentes ; externalités ; information ; et respect des contrats. Ces catégories ne reflètent pas toutes les imperfections possibles, mais elles recouvrent les aspects les plus importants s'agissant des ressources de la biodiversité.

Notes

1. Dans cette section, nous emploierons les notions du droit commun (common law) anglo-saxon, mais on trouve beaucoup de concepts identiques dans les pays de droit romain.
2. Par souci de simplicité, on désignera l'ensemble du territoire sur lequel s'exerce l'autorité de l'État par le mot « terres ». Cependant, cela englobe aussi les zones marines qui sont du ressort territorial de l'État.

Références

- Akerlof, G.A. (1970), « The Market for Lemons: Qualitative Uncertainty and the Market Mechanism », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 84, pp. 488-500.
- Barnes, J. et M. de Jaeger (1998), « Analysis of Namibian Land Conservancies », Namibian Department of Economic Affairs, Windhoek.
- Bulte, E., J. Fernandez et T. Swanson (à paraître), *Economic Development and Wildlife Conservation*, CUP, Cambridge.
- Gardner, R.C. (2003), « Rehabilitating Nature: A Comparative Review of Legal Mechanisms that Encourage Wetland Restoration Efforts », *Catholic University Law Review*, vol. 52, n° 3, pp. 573-620.
- Heal, G. (1999), « Valuing Ecosystem Services », Columbia Business School, document interne.
- Joubert, E., P. Brand et G. Visagie (1983), « An Appraisal of the utilisation of game on private land in South West Africa », *Madoqua*, vol. 13, n° 3, p. 197.
- Barbier, E.B., J.C. Burgess, T.M. Swanson et D.W. Pearce (1990), *Elephants, Economics and Ivory*, Earthscan Publications Ltd., Royaume-Uni.
- Brown, G. (1995), « Optimal Game Park Pricing in Kenya », CSERGE Discussion Paper, UCL.
- Cumming, D. (1990), « Developments in Game Ranching and Wildlife Utilisation in Southern Africa », Project Paper n° 13, WWF Multi-Species Project, Harare.
- Edwards, V. (1995), *Dealing in Diversity*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Heal, G. (2000), *Nature and Market Place: Capturing the Value of Ecosystem Services*, Island Press, Washington, DC.
- Heal, G. (2002), « Bundling Biodiversity », FEEM Working Paper No. 99.2002, <http://ssrn.com/abstract=342143>.
- Kontoleon, A. et T. Swanson (2002), « Saving Endangered Species: The Case of the Giant Panda », *World Economics*.
- Marks, S. (1987), *The Imperial Lion*, Oxford University Press, Oxford.
- Medio, D. (1995), « Sustainable Tourism in the Ras Mohammed National Park, Egypt », Technical Report, Tropical Marine Research Unit, York University, Case study for Darwin Initiative Project on Sustainable Wildlife Use for Biodiversity Conservation.
- Murtough, G., B. Aretino et A. Matysek (2002), « Creating Markets for Ecosystems Services », Productivity Commission Staff Research Paper, AusInfo, Canberra.
- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*, Paris.
- Pearce, D. et D. Moran (1998), « The economics of biological diversity conservation », in P.L. Fiedler et M. Kareiva (dir. publ.), *Conservation biology for the coming decade*, Chapman and Hall, New York, pp. 384-409.

Chapitre 4

Valeur économique de la biodiversité

La valeur économique de la biodiversité est mesurée à partir des nombreux avantages, tangibles ou intangibles, qu'elle procure. Il peut s'agir de ce qui est produit et vendu, et qui résulte directement ou indirectement de la biodiversité, ou d'éléments non commercialisables qui contribuent à la fois à notre bien-être et à l'économie. On peut déjà démontrer l'importance de ces avantages dans les secteurs d'activités de marché où ils sont mesurés. En donnant des exemples de ces avantages, on constate que les dysfonctionnements du marché peuvent provoquer des pertes considérables. En outre, la démonstration des avantages mesurables de la biodiversité, même s'ils n'ont pas encore été chiffrés, fournit des arguments convaincants en faveur de l'intervention des pouvoirs publics. Ce chapitre décrit un échantillon des nombreuses valeurs que comporte la biodiversité pour les populations. Souvent, ces valeurs ne sont pas en rapport avec le marché et ne sont donc pas mesurées directement, de sorte que l'évaluation a un rôle important à jouer dans la démonstration des avantages de la biodiversité. Elle a déjà fourni par le passé des informations essentielles pour de nombreux aspects de la prise de décisions concernant l'environnement. Elle contribue par exemple à l'analyse des coûts et des avantages, à l'appréciation des dommages environnementaux par les tribunaux, ou à la mise en œuvre de mesures réglementaires. Elle permet dans de telles situations d'établir une estimation de la valeur sociale (économique) totale des ressources environnementales, et de garantir que les transactions commerciales s'effectuent aux « bons » prix. Elle peut ainsi contribuer à des arbitrages entre les dommages causés aux ressources de la biodiversité et d'autres biens et services dont les populations souhaitent bénéficier dans des proportions qui correspondent aux préférences collectives – et pas uniquement aux préférences de ceux qui tirent profit de la consommation directe de la biodiversité sans en avoir acquitté le juste prix.

Il est pratique, dans le contexte de l'action publique, de considérer les ressources biologiques comme des *actifs* produisant divers flux dont bénéficient les populations (Swanson, 1994). Ces flux peuvent être consommés directement sous forme de produits et de services liés aux ressources environnementales, ou indirectement, par exemple sous forme de services aux écosystèmes. Pour plus de simplicité, même les biens intangibles comme la valeur d'existence d'une espèce ou d'un écosystème peuvent être envisagés sous forme de flux de services. L'intensité de la préférence accordée par les individus à un actif biologique particulier (et aux flux qu'il procure) plutôt qu'à un autre actif (biologique ou non) fournit la mesure de sa *valeur économique*¹.

On utilisera pour cette analyse une mesure appelée la *valeur économique totale* (VET) d'un actif biologique. Celle-ci est définie comme la somme de tous les flux de services créés par l'actif (Freeman, 1993), à l'heure actuelle et à l'avenir, actualisée de manière adéquate. Les activités ou les mesures qui entraînent un accroissement du niveau de ces flux sont considérées comme améliorant le bien-être (elles apportent un avantage) tandis que celles qui font baisser ces flux se traduisent par une dégradation du bien-être (elles entraînent un préjudice). Dans l'un ou l'autre cas, l'évolution du niveau des flux de ressources modifie la valeur économique de la ressource biologique.

La TEV est donc une mesure abstraite puisqu'elle englobe tous les avantages tirés d'une ressource particulière (dans notre cas, les ressources de la biodiversité). Il est souvent souhaitable, dans la formulation des politiques publiques, de rendre plus concrètes toutes ces mesures, ou une partie d'entre elles, en les quantifiant. Pour cela, il faut disposer d'une unité de compte qui permette d'effectuer des comparaisons entre divers produits et services, commercialisés ou non. L'utilisation d'une unité monétaire (ou fondée sur le marché) permet de procéder à des comparaisons faciles à comprendre pour les responsables des politiques. En outre, l'argent étant une unité de compte familière à tous, il est plus probable (bien que cela ne soit pas toujours le cas) que les préférences relatives exprimées en termes de valeurs monétaires relatives soient utiles aux responsables des politiques. On a parfois recours à une autre solution qui consiste à mesurer les valeurs relatives de la rente du consommateur – ce qui donne une mesure des avantages très précise, bien que difficile à obtenir. Le choix de la méthode à utiliser dépend de la nature du flux environnemental à évaluer.

Pour les ressources qui font l'objet d'échanges directs sur les marchés (bois, produits alimentaires, tourisme, etc.), la valeur est donnée par le prix obtenu sur le marché. Comme indiqué plus haut, les ressources biologiques créent souvent des flux de services qui ne font pas l'objet d'échanges. Lorsqu'une partie des avantages de la ressource est échangée et l'autre non, les prix du marché à eux seuls ne donnent qu'une valeur sous-estimée de la ressource. Des outils d'évaluation non marchande ont été mis au point pour établir des mesures monétaires de la valeur dans de telles situations. Il peut s'agir de méthodes d'évaluation indirectes ou directes (Kontoleon, Macrory et Swanson, 2002, en fournissent une classification détaillée et un examen).

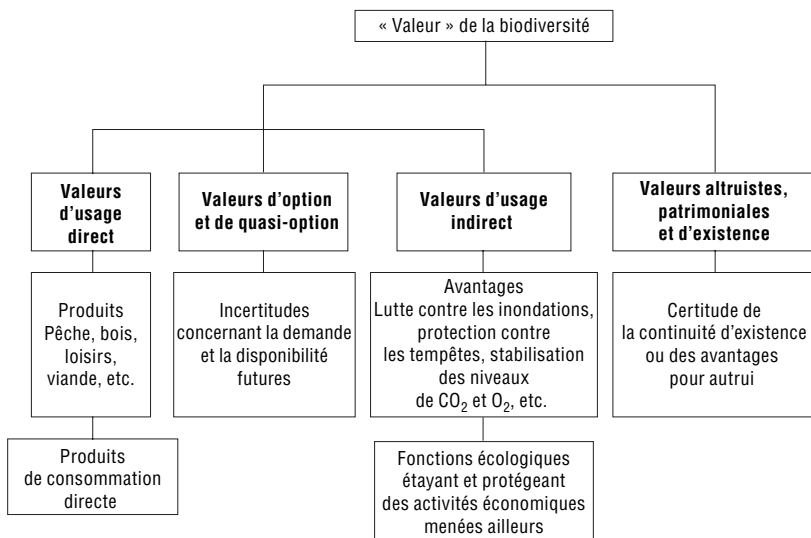
Les questions relatives au concept de valeur et le processus d'évaluation des avantages découlant de la biodiversité et présentant un intérêt pour les responsables des politiques ont été examinés dans un manuel de l'OCDE (2001)². Ce chapitre revient sur les aspects de l'évaluation qui présentent un intérêt particulier du point de vue de la création de marché. Un examen et une étude des valeurs de la biodiversité complètent les travaux précédents.

Valeurs et techniques d'évaluation

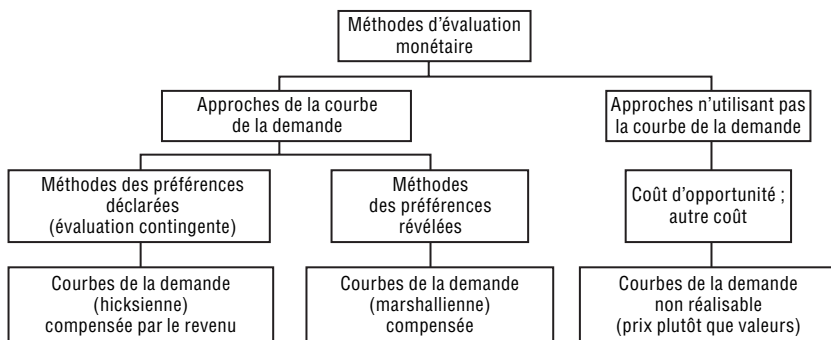
Il existe diverses taxonomies et classifications des valeurs environnementales. Freeman (1993) et Turner (1999) analysent certaines des principales méthodes de classification des valeurs environnementales. On commence en général par répartir les valeurs en deux grandes catégories, « d'usage » et « de non-usage », ensuite décomposées en sous-catégories³. La Figure 4.1 illustre la méthode de classification, également adoptée dans les études de l'OCDE parues en 1999 et 2002.

La création de marchés pour l'exploitation des valeurs d'usage direct est souvent compromise lorsque les droits de propriété sont mal définis. Dans le cas des cultures sur brûlis, par exemple, il n'est pas possible de fournir des incitations à créer des marchés de produits du bois certifiés si les droits de propriété sont mal définis. En outre, les dispositifs de droits de propriété négociables peuvent entraîner la création de marchés de biens d'usage direct, pour autant que les coûts de transaction ne soient pas trop élevés (OCDE, 1999).

Les valeurs d'option et de quasi-option peuvent être évaluées par l'analyse hédoniste et l'évaluation contingente. On a utilisé diverses méthodes fondées sur les coûts et des études des préférences déclarées pour estimer la valeur indirecte mais cette catégorie, du fait de sa nature et de son ampleur, reste beaucoup plus irréaliste et incertaine que d'autres, en partie parce que nos connaissances scientifiques des relations complexes qui existent dans et entre les écosystèmes sont incomplètes. La difficulté pour les experts de l'évaluation consiste à concevoir des instruments qui permettent d'estimer plus précisément ces valeurs⁴.

Graphique 4.1. **Catégories de valeur de différents éléments et fonctions de la biodiversité**

Les méthodes d'évaluation des valeurs environnementales peuvent être réparties en deux catégories : méthodes d'évaluation formelles et techniques de tarification environnementale (voir Figure 4.2). Les premières servent à évaluer les mesures du bien-être (rente du consommateur par exemple) tandis que la deuxième est axée sur les prix du marché qui sont supposés refléter la rareté économique. Les techniques d'évaluation des flux de ressources non marchands sont décomposées en techniques de préférence révélée et techniques de préférence déclarée.

Graphique 4.2. **Méthodes de tarification et d'évaluation**

Les techniques d'évaluation qui se fondent sur la *préférence révélée* (coûts de déplacement et prix hédonistes en particulier) s'appuient sur des informations concernant la consommation individuelle et les comportements d'acquisition observés sur les marchés en relation avec la ressource en question (marchés de substitution). Le différentiel de prix du bien acheté sur le marché de substitution, lorsque tous les autres facteurs affectant le choix, en dehors de la qualité de l'environnement, ont été contrôlés, correspondra à l'évaluation que fait l'acquéreur de ce niveau particulier de qualité de l'environnement. Ces méthodes présentent l'avantage de s'appuyer sur des comportements réels/observés mais ne permettent pas d'estimer les valeurs de non-usage. En outre, elles sont sensibles aux hypothèses formulées sur les relations entre le bien environnemental et le bien du marché de substitution⁵.

Les techniques de *préférence déclarée* (en particulier l'évaluation contingente, les expériences relatives au choix et le classement contingent) sont utilisées lorsqu'on doit évaluer à la fois des valeurs d'usage et des valeurs de non-usage et/ou lorsqu'il n'existe pas de marché de substitution à partir duquel déduire la valeur (d'usage) environnementale. Ces techniques utilisent souvent des questionnaires qui ont pour but de créer un marché hypothétique à partir duquel les individus choisissent des valeurs (d'usage et de non-usage) pour le service offert par la biodiversité que l'on souhaite examiner. Les méthodes de préférences déclarées ne présentent pas les mêmes limitations techniques que celles qui se fondent sur les préférences révélées et peuvent aussi s'appliquer aux valeurs de non-usage. Cependant, du fait du caractère hypothétique du marché créé à partir de de questionnaires ou à titre expérimental, la validité des estimations a parfois été mise en question (Navrud, 2000).

Les *techniques de tarification environnementale* couramment utilisées se répartissent en trois catégories. La première se fonde sur les prix sur le marché de marchandises et de services connexes, qui servent de valeurs de substitution des aménités environnementales. La qualité du bien environnemental est traitée comme un intrant de la production de différents biens et services (produits). La modification de ces intrants environnementaux peut conduire à des changements de la productivité ou des coûts de production qui, à leur tour, peuvent entraîner une évolution des prix et des niveaux de production qui peuvent être observés et chiffrés (Dixon et al., 1998). On parle de techniques de « dose-effet »⁶. La deuxième catégorie de techniques de tarification se fonde sur des données concernant les coûts réels d'entretien ou de lutte contre la dégradation de l'environnement, utilisées pour indiquer la valeur environnementale⁷. La troisième catégorie est similaire à la précédente, mais se fonde sur les coûts possibles (et non réels) pour représenter la valeur environnementale. Dans cette catégorie figure par exemple « l'évaluation de projet compensatoire ».

Les techniques d'évaluation et de tarification s'appuient sur les préférences individuelles (par le biais de marchés hypothétiques ou de marchés de substitution, ou de l'information sur les prix). Cependant, les techniques de tarification n'offrent pas de mesure adéquate du changement de bien-être ressenti par la société du fait de l'évolution des services fournis par des ressources en relation avec la biodiversité.

La caractéristique de nombreuses ressources qui justifie l'utilisation de techniques d'évaluation non marchandes est l'incapacité d'obtenir des changements modestes et précis de la ressource. L'évaluation non marchande (par opposition aux techniques de tarification) convient mieux à l'évaluation de l'incidence sur le bien-être d'une modification du niveau de fourniture d'un service donné. En particulier, la valeur des changements non marginaux dans l'affectation des services doit être mesurée par la modification de la rente du consommateur⁸ et non par le prix sur le marché. Ce changement est indiqué par la zone située sous deux courbes de demande ou par le consentement des individus à payer pour des changements précis du niveau de fourniture d'un flux environnemental. Pour les changements *marginaux* ou pour les biens parfaitement divisibles, les prix du marché donnent une mesure adéquate du bien-être. Lorsqu'on se sert des prix du marché pour mesurer la valeur marginale d'un bien du marché divisible, le caractère hétérogène des préférences ne s'applique plus et l'agrégation est sans intérêt. A la marge, tous les consommateurs en présence du même prix ont la même valeur marginale, quels que soient leurs préférences, leur revenu ou tout autre caractéristique ou attribut individuel. Tout ce que les responsables des politiques doivent savoir sur la valeur marginale du bien pour les individus est contenu dans le prix du marché. Il est inutile d'en savoir davantage sur la courbe réelle de la demande. En outre, comme tous les individus ont la même valeur à la marge, l'agrégation de la valeur marginale parmi les consommateurs est relativement simple. Ce n'est pas le cas pour les biens indivisibles faisant apparaître des changements non-marginaux (précis). Il faut dans ce cas connaître la courbe de la demande pour déterminer les variations du bien-être individuel et tenir compte de l'hétérogénéité des préférences pour obtenir des estimations agrégées du bien-être⁹. Ces observations viennent aussi appuyer les critiques souvent formulées à l'encontre des tentatives réalisées pour donner des valeurs monétaires agrégées à la biodiversité ou à l'environnement.

L'évaluation et le processus de création de marchés pour la conservation de la biodiversité

L'attention porte maintenant plus directement sur le rôle important joué par l'évaluation dans le *processus de création de marchés* en faveur de la conservation de la biodiversité. Les lecteurs intéressés peuvent se reporter à

l'annexe qui rend compte de certains points de vue exprimés par les détracteurs de l'évaluation et comporte des informations plus détaillées.

Le succès de la création de marchés en faveur de la conservation et de l'utilisation durable de la biodiversité peut être évalué d'une part sur le plan de l'efficacité (en termes de coûts) et d'autre part sur le plan de l'efficacité (c'est-à-dire de la biodiversité conservée). Pour que la création de marchés soit couronnée de succès sur ces deux plans, elle peut être envisagée en trois temps : démonstration, appropriation et partage des bénéfices.

1. La **démonstration** est le recensement et la mesure des valeurs de la biodiversité. Elle est nécessaire pour les raisons suivantes : les avantages potentiels de la conservation d'une ressource particulière à un niveau donné ne sont pas toujours évidents. En outre, même si les valeurs potentielles de la biodiversité sont facilement démontrées, leur ampleur n'est pas toujours reflétée par les données sur les prix. Enfin, l'ampleur *relative* des différentes valeurs d'une ressource donnée de la biodiversité n'est pas toujours connue d'emblée.
2. L'**appropriation** désigne le processus qui consiste à tirer profit de tout ou partie des valeurs démontrées et mesurées d'une ressource environnementale, pour créer des incitations à l'exploiter à un rythme soutenable. Pour cela, il faut établir et mettre en œuvre des mécanismes réglementaires et des marchés qui permettent d'exprimer et de répartir les valeurs entre ceux qui tirent avantage de la conservation d'une ressource biologique et ceux qui en supportent le coût. Ainsi, la création d'un marché de bois certifié produit dans des conditions respectueuses de l'environnement orienterait les recettes vers des propriétaires forestiers privés, ce qui compenserait les manques à gagner résultant d'autres utilisations (moins lucratives) de leurs terres. De même, différents instruments financiers comme le Fonds pour l'environnement mondial et *Conservation International* rassemblent des fonds pour diffuser à l'échelle mondiale les avantages résultant de la conservation locale de la biodiversité. Ces fonds sont des manifestations des valeurs de non-usage et des valeurs d'option exploitées et servent généralement à acquérir des droits d'exploitation. L'objectif est de relever le coût d'opportunité du changement d'utilisation des terres et d'accroître ainsi les incitations à la conservation (OCDE, 2001). La phase d'appropriation « internalise » par essence, dans les systèmes marchands, les valeurs démontrées de la biodiversité de sorte que celles-ci influent sur les décisions d'utilisation des ressources de la biodiversité (Pearce, 2001). On procède à cette internalisation en *corrigeant* les marchés lorsqu'ils sont « incomplets » et/ou en *créant* des marchés lorsqu'ils manquent.
3. **Partage des avantages** : l'évaluation et l'appropriation des valeurs de biodiversité ne suffisent pas à fournir des incitations à la conservation de la

biodiversité. Il faut utiliser des mécanismes d'appropriation permettant de répartir les avantages tirés de biodiversité entre ceux qui assument les coûts de la conservation. Ainsi, il arrive souvent que les recettes de l'écotourisme ne soient pas réalisées localement ou que les communautés qui résident à l'intérieur ou près de réserves naturelles protégées ne bénéficient d'aucun avantage financier ni d'aucune redevance. Dans l'un ou l'autre cas, les avantages tirés de la conservation (sous forme de loisirs et de valeurs de non-usage) ne profitent pratiquement pas à ceux qui en assument les coûts¹⁰.

Montrer que la valeur fait partie du processus de démonstration, d'appropriation et de partage des avantages dans la création de marchés pour la conservation de la biodiversité peut constituer un élément essentiel de la politique, même si cela n'est pas strictement nécessaire sur le plan théorique (voir annexe). Comme le fait observer Pearce (2001), le cadre actuel de l'action publique laisse dans tous les pays une vaste marge permettant à l'évaluation de contribuer utilement à l'élaboration des politiques.

L'évaluation peut fournir des informations sur l'ampleur *relative* des différentes valeurs d'une ressource particulière de la biodiversité. Les techniques de préférence déclarée permettent de décomposer la valeur économique totale d'une telle ressource en ses différentes parties¹¹. Elles donnent ainsi la possibilité aux agents et aux parties prenantes à l'action publique de définir les priorités relatives à différents types ou formes de marché, étape essentielle pour l'établissement de stratégies optimales d'*appropriation* et de *partage* des valeurs de la biodiversité. Kontoleon et Swanson (2003) fournissent ainsi des éléments empiriques qui montrent que les espèces sauvages sont associées avant tout à un *habitat* et non à la *taille du stock*. Il est utile de disposer de ce type d'information pour cibler les types de marché qui conviennent à l'appropriation des valeurs en relation avec l'habitat (et non avec les stocks d'espèces).

En outre, le processus d'évaluation fournit des informations, non seulement sur la valeur totale de la ressource, mais aussi sur la forme et la sensibilité de la demande de biens et de services liés à la ressource. Ces informations permettent une tarification optimale des biens et des services tels que bois, tourisme et produits pharmaceutiques. Le rôle que doit jouer l'évaluation dans l'*appropriation* et le *partage* des valeurs de la biodiversité est ainsi illustré. L'évaluation permet par exemple d'estimer la courbe de la demande de visites d'un parc national et par conséquent l'élasticité-prix de l'entrée dans la réserve. Ces informations peuvent servir à estimer la meilleure politique de tarification, pour optimiser les recettes et les bénéfices¹².

L'évaluation ne fournit pas qu'une mesure monétaire des ressources biologiques. Les responsables des politiques peuvent tirer de l'*activité d'évaluation* elle-même des quantités d'information, en particulier grâce aux méthodes des préférences déclarées. Ils acquièrent ainsi une meilleure connaissance des

Encadré 4.1. Tarification optimale à l'entrée des parcs

Swanson et al (2001) ont conduit une étude dans laquelle ils estiment la courbe de la demande de développement de l'écotourisme dans les réserves de pandas géants de Chine du sud-est. Sur cette base, on a estimé l'élasticité de la demande par rapport au prix et le niveau financièrement optimal de visiteurs – sous réserve que la capacité de charge des réserves ne soient pas dépassée. L'étude a révélé que le tarif d'entrée de la réserve de panda pouvait être augmenté de 242 % (compte tenu des équipements actuels rudimentaires) passant ainsi de 7 à 24 USD. Les recettes qui pourraient être obtenues grâce à cette augmentation seraient comprises entre 1.6 et 2.1 millions d' USD par an selon la capacité de charge de la réserve et la durée de la saison touristique. L'étude a également montré qu'il existe sur le marché du tourisme en Chine un segment haut de gamme lié à une forte demande de possibilités d'écotourisme faisant intervenir une amélioration des hébergements offerts (nouveaux hôtels de montagne par exemple) et des expériences plus naturelles d'observation des pandas dans leur habitat (« safaris pandas » dans la nature). On a estimé que les recettes annuelles totales de ce segment supérieur du marché seraient comprises entre 15 et 25 millions d'USD.

Selon les hypothèses de capacité de charge retenues, les recettes totales susceptibles d'être dégagées par suite de la création d'un marché contrôlé de l'écotourisme lié à l'observation des pandas sont comprises entre 29 et 42 millions d'USD par an. Il est important de relever que le niveau le plus bas de la fourchette peut être atteint au prix d'aménagements très limités et d'un impact minimal sur les zones principales de la réserve (c'est-à-dire 30 personnes seulement dans la zone principale de la réserve pendant six mois de l'année).

Si la redevance de 4 % actuellement autorisée par le gouvernement chinois était versée aux collectivités locales, celles-ci recevraient entre 1.2 et 1.7 millions d'USD par an, alors que le montant que perçoivent à l'heure actuelle celles qui résident dans les réserves de pandas est de 10 000 USD (tous les montants sont donnés au niveau de 2001). Même si les collectivités locales vivant près des réserves de pandas ne s'approprient qu'une part modeste de ces valeurs estimées, leur situation ainsi que leur perception de l'importance des pandas seraient profondément modifiées. C'est de cette manière que le déclin de ces réserves et du panda géant lui-même pourra être empêché.

intérêts des particuliers, des motifs qui les incitent à privilégier la conservation, et des réactions que pourraient susciter des instruments et des politiques de gestion nouveaux (Pearce, 2001). Les possibilités pratiques d'utilisation de ces informations pour la création d'institutions du marché et de mécanismes de conservation de la biodiversité sont nombreuses. Pour obtenir un niveau optimal de VET pour une ressource biologique, il faudrait que les responsables

des politiques mettent en place un assortiment de diverses politiques d'incitation. Il serait utile de mieux comprendre les motifs et les préférences des différentes parties prenantes à la conservation pour établir une combinaison optimale de dispositifs d'incitation qui réduirait les conflits et optimiserait la valeur obtenue (voir Swanson et Kontoleon à paraître)¹³.

Encadré 4.2. **Évaluation, comportements des consommateurs et création de marchés**

L'évaluation de ressources non marchandes peut fournir des renseignements précis concernant les comportements et les préférences des citoyens, qui peuvent contribuer utilement à la création de marchés fructueux de la conservation de la biodiversité. La CITES a commandé une étude d'évaluation des attitudes et des préférences des différents groupes d'intérêt qui participent à la réforme de cette convention de grande importance pour la biodiversité et les échanges. Il s'agissait pour l'essentiel de déterminer quelle forme pouvaient prendre les marchés et les échanges de produits tirés d'espèces menacées pour que les conflits entre les diverses parties prenantes (grand public, organisations de conservation, secteur du tourisme, chasseurs et autres) soient réduits et que les recettes tirées de la conservation soient optimisées. On a ainsi procédé à une évaluation précise des comportements, des motifs et des préférences de ces groupes d'intérêt en s'attachant en particulier au cas du rhinocéros noir d'Afrique. L'étude a montré que les échanges de certains biens et services en rapport avec le rhinocéros noir pouvaient être assouplis (corne par exemple) dans la mesure où les activités, notamment de loisirs, entraînant des actes de cruauté graves à l'égard des rhinocéros (chasse sportive par exemple) étaient interdites (voir Swanson et Kontoleon, à paraître). Les responsables des politiques et tous ceux qui cherchent à faciliter la création de marchés utilisent de plus en plus de travaux d'évaluation de ce type.

Valeurs économiques de la biodiversité : faits et chiffres

De nombreuses études empiriques ont été consacrées aux différentes catégories de valeur économique totale examinées ci-dessus pour presque toutes les formes de ressources biologiques. L'accent a été mis principalement sur l'estimation des valeurs *d'usage* des ressources biologiques. Il existe beaucoup moins d'études sur les valeurs de *non-usage* et les valeurs *indirectes* comme celles des services relatifs à l'écosystème. Enfin, il n'existe pratiquement pas d'études sur l'évaluation de la biodiversité en soi (par opposition à l'évaluation de *ressources spécifiques* de la biodiversité). Cette lacune est le principal défi à relever dans le cadre des travaux à venir sur l'évaluation.

Valeurs d'usage direct de consommation

Les ressources de la biodiversité sont utilisées dans la production et la consommation de pratiquement tous les biens privés de consommation. Les plus notables sont les produits du bois, les produits forestiers autres que le bois, les produits de la nature et les produits de la pêche. La consommation directe des produits de la biodiversité peuvent avoir lieu sur place ou non et les marchés correspondants peuvent avoir une portée à la fois locale et mondiale.

L'évaluation des utilisations directes peut s'effectuer rapidement à partir des données concernant les échanges de biens privés du côté de l'offre et/ ou de la demande. Cependant, il est parfois difficile d'obtenir des estimations exactes en raison des distorsions des échanges et du fait que, dans les pays en développement, ces produits relèvent souvent d'une économie de subsistance (non marchande).

Les utilisations directes de la biodiversité sont souvent citées comme la première cause de dégradation de la biodiversité. La surexploitation ou les exploitations qui dépassent les niveaux de rendement durable sont responsables de grandes transformations des habitats et de l'extinction de certaines espèces. L'obtention d'un niveau viable de « consommation de la biodiversité » est une question complexe en raison de la nature essentielle de ces utilisations, des problèmes institutionnels posés par leur gestion (droits de propriété par exemple) et des pressions des populations. Diverses valeurs d'usage direct de consommation de la biodiversité sont examinées ci-dessous. La manière dont elles se rattachent à la création de marchés pour la conservation de ressources de la biodiversité est également étudiée plus loin.

Consommation de produits de la biodiversité au niveau intérieur

Les collectivités rurales des pays en développement utilisent largement les ressources biologiques pour répondre à des besoins très divers – alimentation, logement, combustible, médicaments. Cette valeur est en général peu prise en compte car il s'agit de la contribution des habitats naturels à la subsistance de ces sociétés. Bien qu'il n'existe pas de mesure de l'utilisation globale des ressources biologiques, certains indicateurs peuvent être fournis pour indiquer le degré de fiabilité.

Bois de feu. Le bois de feu est en volume le produit le plus important de l'exploitation des forêts. Environ 85 % du bois produit (soit 1.86 millions de m³ de bois) sert de combustible après avoir été transformé en charbon (FAO, 2001). L'Asie représente la moitié environ de la production de bois de feu, l'Afrique 28 %, l'Amérique du Sud 10 %, l'Amérique du Nord et l'Amérique centrale 8 %, l'Europe 4 % (Pearce, 2001). De toute évidence, la production et les besoins de bois de feu sont essentiels dans les pays en développement.

Bien qu'il n'y ait pratiquement pas d'échanges internationaux de bois de feu, sa valeur est estimée à 4000 USD par km² et par an. L'importance de ce chiffre peut être appréciée par comparaison avec la valeur combinée de tous les autres produits forestiers (autres que le bois), estimée à 10 000 USD par km² et par an au maximum (voir SCDB, 2001).

Produits forestiers autres que le bois. Il peut s'agir d'animaux sauvages chassés pour la viande, l'habillement, la production d'outils et de médicaments, d'animaux vivants servant d'actifs productifs, de produits de la pêche, de produits végétaux utilisés pour s'alimenter, produire des outils, construire des abris et extraire des médicaments. Ces produits font le plus souvent l'objet d'échanges locaux même s'il existe des échanges internationaux dans certains cas. Il est donc difficile d'en faire une évaluation monétaire. En outre, la valeur sociale des ressources biologiques consommées localement peut apparaître négligeable lorsqu'elle fait partie de décisions d'action publique, dans la mesure où la population qui fait usage de ces ressources est souvent relativement faible. Pour cette raison, Pearce (2001) propose d'envisager la valeur des produits forestiers autres que le bois comme un pourcentage du revenu des ménages dans le cadre des prises de décisions environnementales sur l'importance de ces ressources pour les collectivités locales dans les pays en développement. Le tableau 4.1 ci-dessous présente des estimations de la valeur des produits forestiers autres que le bois en pourcentage des revenus des ménages dans plusieurs pays en développement.

Tableau 4.1. **Les produits forestiers autres que le bois (PFAB) en pourcentage des revenus des ménages**

Auteurs de l'étude	Lieu	PFAB en % des revenus des ménages
Lynam <i>et al.</i> (1994)	Zimbabwe	
	Chivi	40-100
	Mangwende	12-47
Houghton et Mendelsohn (1996)	Middle Hills, Népal	Les plantes fourragères, les combustibles et le bois peuvent apporter un revenu net aussi important que les produits de l'agriculture
Kramer <i>et al.</i> (1996)	Mantandia, Madagascar	47
Bahuguna (2000)	Madhya Pradesh, Orissa et Gujarat, Inde	49
Cavendish (1999)	Zimbabwe	35

Ce tableau montre bien que les PFAB sont un élément essentiel de la subsistance des communautés rurales. En même temps, de nombreux éléments prouvent que le prélèvement d'une grande partie de ces produits dépassent largement les niveaux de rendement durable. Ces niveaux de prélèvement

paraissent plus ou moins souhaitables sur le plan social selon la définition plus ou moins large que l'on adopte de la population touchée. Si l'on tient compte des préférences des populations des pays développés qui sont à l'heure actuelle relativement plus riches mais aussi des habitants *futurs* des pays *en développement* qui deviendront aussi relativement plus riches, les taux actuels de prélèvement des PFAB n'internalisent pas tous les coûts « sociaux ». La création de marchés fournit un moyen de faire face à cette forme de dysfonctionnement du marché. A court terme, ces marchés devraient fournir le moyen de transférer des valeurs des pays développés vers les pays en développement. C'est le cas des marchés qui reçoivent des fonds internationaux destinés à subventionner l'utilisation de nouvelles sources d'énergie. En outre, il est possible de créer des marchés de produits « écologiques » certifiés ou de produits « sauvages » spéciaux/différenciés qui inciteront à exploiter durablement les ressources disponibles (voir chapitre 6). A long terme, à mesure que les niveaux de revenus et les marchés progresseront dans les pays en développement, des incitations à modifier les modes de consommation et de production pour préserver la biodiversité seront mises en place.

Consommation de produits de la biodiversité à l'échelon mondial

Valeur internationale du bois. L'exploitation forestière « classique » (par opposition à l'exploitation « durable ») utilise des pratiques peu soucieuses de la préservation à long terme des ressources de bois et des autres services forestiers¹⁴. A l'heure actuelle, la valeur nette des échanges de bois produit par les exploitations forestières classiques est comprise entre 30 000 et 440 000 USD par km² et par an, tandis que celle du bois produit dans un souci d'exploitation durable se situe entre 20 000 et 260 000 USD par km² et par an (SCDB, 2001). De nombreux éléments empiriques indiquent que l'exploitation classique est généralement plus avantageuse que la gestion durable des forêts (Pearce et al., 2000 ; Bowles et al., 1998 ; Rice et al., 1997). Cependant, certains font valoir que cette différence de rentabilité financière montre que la valeur sociale de la forêt n'est pas prise en compte dans le processus de prise de décision (voir par exemple Pearce et al., 2003). La valeur des terres occupées par des forêts est souvent déterminée par la simple valeur du bois. Pourtant, les prix du bois (même lorsqu'ils sont fixés dans des conditions normales de concurrence, sans distorsion), ne correspondent pas au coût d'opportunité réel de ces terres (c'est-à-dire à leur prix virtuel) dans la mesure où ils n'incluent pas les valeurs découlant de *services autres que la production de bois*.

De nombreuses évaluations indiquent que les forêts peuvent avoir d'importantes valeurs globales sans relation avec l'utilisation effective de produits du bois. Ces valeurs « hors bois » sont associées aux *moyens* de l'exploitation forestière. Il est essentiel d'en évaluer l'importance pour étudier les possibilités de création de *marchés de produits du bois certifiés*.

Le montant supplémentaire que les consommateurs seraient prêts à payer pour des produits du bois certifiés issus d'une exploitation forestière respectueuse de l'environnement correspond à une estimation basse des valeurs « hors bois » réelles. Le coût de la certification dans les pays en développement a été estimée à 20 et 170 USD par km² (Crossley et al., 1998). Tout consentement à payer une somme supérieure à ces montants se traduirait par une « prime nette » en faveur des produits du bois durables. Certains éléments indiquent que cette prime est de l'ordre de 5 % à 15 % (Pearce et al., 2003). La prime totale serait supérieure à cette estimation basse après ajout des coûts réels de certification. On ne sait pas très bien si cette prime suffirait à inciter les exploitants forestiers utilisant des méthodes classiques (non respectueuses de l'environnement) à les modifier (voir par exemple Forsyth et al., 1999 ; Ozanne and Vlosky, 1997 ; Cabarle et al., 1995 ; Barbier et al., 1994). Certains éléments indiquent cependant que les entreprises de production de bois qui se tournent vers la production d'articles certifiés bénéficient plus indirectement d'une amélioration notable de leur part du marché général ainsi que du cours de leurs actions (Pearce et al., 2003).

Échanges internationaux de produits de la biodiversité autres que le bois.

Parmi les produits de la biodiversité autres que le bois qui sont échangés à des fins de *consommation directe*, on peut citer les produits animaux (ornements, peaux par exemple), les animaux vivants (oiseaux et reptiles exotiques), et les produits végétaux destinés à l'alimentation et à des usages médicaux¹⁵. Il est difficile de recueillir des données exactes sur le volume et la valeur des échanges internationaux de ces produits car beaucoup de ces transactions sont illégales¹⁶. De nombreuses études comportent des estimations réalisées à l'aide de méthodes d'évaluation différentes. On estime que les échanges – autorisés et illégaux – de produits de la faune et de la flore sauvages (à l'exclusion des échanges de bois et de produits de la pêche ainsi que des exportations de plantes médicinales) sont passés de 3 milliards d'USD environ par an à la fin des années 80 à 10 milliards d'USD au moins en 2001. Les échanges illégaux représenteraient entre 5 et 8 milliards d'USD par an (TRAFFIC, 2000)¹⁷. Il est encore plus difficile de convertir ces chiffres en valeurs au km². D'après le SCDB (2001), la valeur totale des produits de la biodiversité autres que le bois serait comprise entre 200 et 10 000 USD par km² et par an. Les valeurs les plus élevées correspondent à des terres faciles d'accès ainsi qu'aux habitats qui abritent des espèces susceptibles de faire l'objet d'échanges internationaux.

La destruction et la fragmentation des habitats restent l'une des menaces les plus graves pour la biodiversité à l'échelle mondiale, mais les échanges de végétaux et d'animaux sauvages et de produits de la flore et de la faune sauvages sont également très nuisibles pour de nombreuses espèces. En dépit des efforts institutionnels réalisés pour réduire les échanges de produits de la biodiversité autres que le bois (dans le cadre de la CITES par exemple), ceux-ci restent

importants. Souvent, les restrictions des échanges ont en fait créé des incitations négatives qui ont accéléré le processus d'extinction de plusieurs espèces animales et végétales (voir Bulte et al., 2003). Ainsi, une vésicule biliaire d'ours sauvage (destinée à des utilisations médicinales) atteindrait sur le marché noir international une valeur de 15 000 USD, et un tigre vaudrait plus de 5 000 USD¹⁸.

L'existence de ces valeurs démontrées permet de tirer deux conséquences sur le plan de la création de marchés susceptibles d'inverser les tendances négatives observées. Premièrement, comme dans le cas de la production de bois, les données sur les échanges de produits de la faune et de la flore sauvages ne rendent pas bien compte de la valeur sociale réelle de la ressource dont ils sont tirés. La valeur socio-économique totale des ressources recouvre des utilisations autres que de consommation (tourisme ou bioprospection par exemple) ainsi que des valeurs de non-usage (valeur d'existence). Le niveau de ces valeurs et leur potentiel sur le plan de la création de marchés sont examinés plus loin. Au Kenya, par exemple, on estime qu'un seul éléphant rapporte 1 million d'USD de recettes touristiques au cours de sa vie, tandis qu'une seule défense prélevée sur un animal (et non dans les stocks constitués) ne peut rapporter plus de 10 000 à 15 000 USD. Il semble évident de recommander le développement de marchés du tourisme écologique permettant de profiter de ces valeurs et de verser les bénéfices dégagés à ceux qui supportent la charge des coûts de conservation des éléphants. Deuxièmement, même si les goûts du public ont changé à l'égard de certains produits de la faune et de la flore sauvages (voir les campagnes contre la fourrure dans les pays occidentaux), il subsiste de fortes préférences pour beaucoup de ces produits (demande d'oiseaux exotiques, d'ornements, d'aphrodisiaques d'origine animale, etc.). Les tentatives réalisées pour interdire le commerce de produits très demandés ont généralement des effets néfastes, et le cas des espèces animales et végétales sauvages ne constitue pas une exception. Depuis 30 ans, on essaie ainsi, dans le cadre de la CITES, de réduire les échanges internationaux d'animaux et de végétaux sauvages pour protéger ceux qui sont menacés d'extinction, mais les résultats obtenus ne sont pas encourageants. On entend de plus en plus de voix s'élever, dans les cercles universitaires et gouvernementaux, en faveur d'un assouplissement de ces restrictions et de la création de marchés réglementés des produits de consommation issus de la faune et de la flore sauvages. Parmi les marchés qui se créent ainsi, on peut citer ceux de la vente de cornes d'éléphant et de rhinocéros stockées, de la vente de cornes de rhinocéros prélevées, de la vente d'ivoire ou de carcasses résultant de l'abattage d'éléphants « en surnombre », des safaris et de l'élevage d'ours dont on extrait la bile de la vésicule biliaire. Deux aspects doivent être soulignés à cet égard : a) la conservation ne peut être effective que si les bénéfices obtenus sont distribués aux collectivités locales qui prennent en charge les coûts de conservation ; b) certaines des

utilisations qui font l'objet d'échanges sur ces marchés peuvent se trouver en conflit avec d'autres utilisations ou valeurs auxquelles sont attachées d'autres personnes. Ainsi, certains peuvent contester la mise en place de marchés exceptionnellement cruels pour les animaux (élevage d'ours pour l'extraction de la bile ou chasse sportive aux rhinocéros par exemple). Dans de telles situations, ces marchés peuvent être interdits, mais il faut cependant s'approprier les valeurs de non-usage de façon : i) que les communautés locales soient incitées à limiter le braconnage ; ii) que des produits de substitution – dans le cas des substances médicinales d'origine animale – soient mis au point ; iii) et que des campagnes d'éducation et de sensibilisation soient prévues pour influencer sur les préférences exprimées en faveur de ces produits. Le rôle de l'évaluation dans l'estimation de la demande sur ces marchés et l'analyse des préférences et des comportements humains est évident (voir Swanson et Kontoleon, à paraître).

Valeurs d'usage direct autres que de consommation

Les utilisations de la biodiversité autres que de consommation sont différentes sur le plan qualitatif des utilisations de consommation car elles ne font pas intervenir de prélèvement direct des ressources. C'est pourquoi on parle aussi d'utilisations sans prélèvement. Celles-ci peuvent cependant dépasser le seuil de rendement durable ou les niveaux de capacité de charge. Par exemple, l'impact écologique de la prise d'échantillons dans les forêts tropicales dans le cadre de la recherche de nouveaux composés médicinaux (bioprospection) est très faible. Il s'agit ici d'évaluer l'importance de la valeur d'information contenue dans chaque km² de forêt pour déterminer s'il est intéressant d'investir dans un marché particulier de bioprospection. D'un autre côté, le passage de nombreux touristes sur un site naturel peut en compromettre l'intégrité écologique. Dans ce cas, l'évaluation doit indiquer la nature et l'importance de la demande de tourisme écologique *sous réserve que la capacité de charge du site visité ne soit pas dépassée*.

Écotourisme

Le tourisme est l'un des secteurs d'activité les plus importants du monde ; il représente 7 % des emplois, 5 % des revenus et 8 % des exportations à l'échelle mondiale. La valeur actuelle du tourisme international est supérieure à 500 milliards d'USD (OMT, 2004). En dépit d'événements récents qui contribuent à décourager les déplacements (récession, crainte du terrorisme, SRAS, etc.), ce secteur va probablement connaître une croissance de plus de 7 % jusqu'en 2020.

L'écotourisme, ou tourisme respectueux de la nature, n'est qu'une composante du secteur du tourisme. A l'échelle mondiale, on estime que sa part dans les recettes du tourisme est comprise entre 4 % et 35 %. Cette fourchette est très large car il est difficile de déterminer l'importance de l'écotourisme. En

effet, il n'existe pas de définition universellement reconnue de ce terme (voir par exemple les points de vue différents exprimés par Fennell, 1999 ; France, 1997 ; Lindberg, 1991). Le débat sur la délimitation de l'écotourisme est d'autant plus confus qu'il cherche à établir une définition unique et globale d'un secteur en fait hétérogène comportant des segments spécialisés différents. Le point commun de ces marchés secondaires ou segments est qu'il s'agit de voyages responsables dans des zones naturelles où l'environnement est préservé ainsi que le bien-être des populations locales (TIES, 2004). Quelle que soit la part qu'il occupe exactement sur l'ensemble du marché du tourisme, l'écotourisme devrait connaître une croissance plus rapide que le tourisme « de masse ». L'OMT (2004) estime que celle-ci devrait être comprise entre 10 et 25 % dans les dix années à venir.

Pour revenir à la Figure 2.1, les services d'écotourisme ont de fortes caractéristiques d'exclusion et de rivalité ainsi qu'un caractère local. Compte tenu de leur nature de bien privé, les droits de propriété sur les ressources de la biodiversité utilisés dans la production de « biens » d'écotourisme doivent être correctement définis pour que le marché incite à la conservation de la biodiversité. En Namibie, par exemple, les bénéfices résultant du tourisme d'observation de la vie sauvage ont considérablement augmenté lorsque les autorités ont conféré aux propriétaires locaux des droits sur les animaux sauvages se trouvant sur leurs terres. Cette décision s'est aussi traduite par un accroissement des effectifs d'animaux sauvages (Krug, 2001).

De très nombreuses études démontrent la valeur de la biodiversité utilisée à des fins de loisirs dans les pays développés comme dans les pays en développement (SCDB, 2001, par exemple). On estime que la valeur récréative (ou rente du consommateur) que comporte la visite d'une forêt en Europe ou en Amérique du Nord est comprise entre 1 et 3 USD par visite. L'addition de ces sommes aboutirait à des montants élevés. Ainsi, la valeur récréative des forêts d'Allemagne représenterait 2.4 milliards d'USD pour les visiteurs occasionnels et les vacanciers (Elsasser, 1999). Les effets de l'écotourisme sur les économies locales sont encore plus marqués dans les pays en développement. Au Costa Rica et au Kenya, par exemple, l'écotourisme représente un tiers environ des investissements étrangers totaux. Pour mettre cet exemple en perspective, les recettes de l'écotourisme du Kenya sont équivalentes à celles que dégagent ses deux principales cultures, le café et le thé (Krug, 2001).

Les efforts de création de marché qui permettent la conservation de la biodiversité par l'écotourisme ne sont pas uniformes, même dans les pays en développement. En Afrique, par exemple, on n'observe pas les mêmes effets au nord et au sud du continent. En Afrique du Sud, 18 % de l'habitat a été converti en parcs à destination touristique. Cette évolution a permis non seulement d'exploiter de vastes superficies de façon plus rentable que ne le faisait l'agriculture classique, mais aussi de disposer d'une source de revenu plus

stable. C'est un facteur d'une grande importance dans le succès de l'écotourisme en Afrique australe. Les États d'Afrique du Nord n'ont pas obtenu les effets de conservation ni le niveau de revenu observé dans le sud du continent. On peut l'expliquer en partie par la moindre productivité des écosystèmes, les infrastructures moins solides et la situation politique moins stable des pays d'Afrique du Nord en général (Heal, 2000). En outre, des raisons institutionnelles liées à la structure des droits de propriété empêchent les pays d'Afrique du Nord d'exploiter les avantages environnementaux et monétaires du développement de l'écotourisme. Plus spécifiquement, le lien entre conservation et partage des avantages est plus faible dans le nord du continent car une large part des recettes de l'écotourisme revient au gouvernement ou à la communauté dans son ensemble (par exemple sous forme d'infrastructures). Cette forme de partage des avantages ne fournit pas suffisamment d'incitations aux propriétaires fonciers particuliers, qui perçoivent les bénéfices de l'écotourisme comme essentiellement collectifs alors que ceux qui découlent d'autres activités non respectueuses de l'environnement (comme l'agriculture classique) leur reviennent directement (Freese, 1999).

L'écotourisme apporte des revenus directs correspondant aux recettes des hôtels, des organisateurs d'excursions et de safaris, mais influe aussi beaucoup sur la conservation de manière indirecte, par l'information fournie au public sur les raisons socio-économiques de la dégradation de la biodiversité. Plusieurs études d'évaluation des préférences déclarées ont montré que les

Encadré 4.3. La coopération sud-africaine en faveur de la conservation

La Coopération en faveur de la conservation ou ConsCrop a été créée en Afrique du Sud, à la fin des années 80, sous forme d'entreprise privée axée sur l'écotourisme. L'entreprise a conclu des contrats avec des agriculteurs et des éleveurs locaux pour intégrer leurs terres à l'opération ConsCrop, en offrant une redevance au km². Les propriétaires terriens sont tenus de placer sur leur terre des espèces végétales et animales endémiques. Les animaux domestiques non endémiques, tels que chiens et moutons, doivent être retirés. ConsCrop gère tous les aspects des activités d'écotourisme, y compris la construction et l'entretien des infrastructures (bâtiments et routes par exemple), fournit les repas, propose des visites, etc. La redevance au km² offerte aux agriculteurs est de l'ordre de 20 000 à 30 000 USD par an. Par comparaison, le rendement annuel de l'élevage est de 2500 USD au km², et celui des cultures de 7000 USD au km², de sorte que ConsCrop a pu contribuer à la restauration et à la conservation de plusieurs milliers de km² d'habitat.

Source : Heal (2000).

vacances consacrées à l'écotourisme avaient une grande valeur éducative en faisant prendre conscience de la nécessité d'améliorer le bien-être des populations locales qui préservent les ressources de la biodiversité associées aux activités des touristes¹⁹. Ces études fondées sur des enquêtes indiquent que l'effet de « prise de conscience » de l'écotourisme influe positivement sur la propension des visiteurs à contribuer (notamment par des dons) aux programmes de conservation. Il faudrait évaluer l'influence exacte de ces répercussions en utilisant des données sur les dons effectivement enregistrés.

Les relations entre écotourisme et évaluation comportent plusieurs aspects qui doivent être examinés :

- Premièrement, il faudrait estimer de façon plus précise l'importance du marché de l'écotourisme (et son taux de croissance). Il s'agit d'une information déterminante qui contribuera à la prise de décisions sur les montants optimaux des investissements à réaliser dans l'écotourisme. Pour bien évaluer l'importance du marché de l'écotourisme, il faut disposer d'une base statistique beaucoup plus discriminante que ne le sont les statistiques nationales fournies à l'Organisation mondiale du tourisme. Certaines activités peuvent sans équivoque être classées comme des activités d'écotourisme, mais une telle désagrégation est impossible dans la plus grande partie du secteur du tourisme. Autre problème : il est difficile de déterminer quelle part des recettes attribuer à quel type de tourisme. L'essentiel des dépenses des touristes n'est pas réalisé dans les sites touristiques tels que parcs, musées et festivals culturels, mais dans les hôtels, restaurants et moyens de transports (Swanson et Fernandez, 1996).
- Deuxièmement, il faut évaluer la nature (et pas seulement l'importance) du marché de l'écotourisme. Pour cela, il faut évaluer l'élasticité des prix par rapport à la demande, mais aussi d'autres facteurs qui influent sur les variations saisonnières et les fluctuations du marché. Ainsi des travaux d'évaluation sur la nature de la demande d'écotourisme au Kenya ont conduit à une hausse des tarifs d'entrée dans les parcs, qui ont été multipliés par dix à la fin des années 90, et se sont traduits par un accroissement des recettes globales des parcs.
- En analysant cette demande, il faut tenir compte de la fragmentation de l'écotourisme lui-même en plusieurs sous-segments et créneaux spécialisés. L'analyse doit donc se faire au niveau désagrégé (essentiellement au niveau du segment de marché) pour rendre compte de l'hétérogénéité des consommateurs et des fournisseurs. Elle est absolument fondamentale pour les décisions à prendre afin de réaliser des investissements qui assurent des revenus stables aux communautés locales. C'est dans ces conditions seulement que l'écotourisme constitue une solution durable en faveur de la conservation. L'évaluation a un rôle important à jouer dans cette analyse.

- Troisièmement, il faut étudier le lien entre le développement de l'écotourisme et la préservation de la biodiversité en soi. Dans de nombreux cas, ce lien est clair. Dans les lieux touristiques, il est ainsi plus intéressant d'observer la vie sauvage s'il y a plus d'espèces présentes. De même, lorsque la principale attraction concerne des espèces qui se trouvent au bout de la chaîne alimentaire (lions par exemple), il existe une incitation à préserver le reste de la chaîne alimentaire (Heal, 2000). Souvent, on constate cependant que la conservation liée à l'écotourisme est axée sur la protection d'habitats présentant peu d'intérêt sur le plan de la biodiversité. Ainsi, l'écotourisme en relation avec des espèces exotiques rares ou avec de grands animaux charismatiques (gorilles de montagne, rhinocéros et pandas par exemple) contribue souvent à la conservation d'habitats dont la diversité biologique est faible (Swanson et al., 2001 ; Kontoleon et Swanson, 2003). Les informations fournies par les études d'évaluation contribuent au développement de marchés de l'écotourisme axés sur la conservation d'habitats riches en biodiversité.
- Quatrièmement, il faut tenir compte de la capacité de charge touristique dans la mise en place de marchés de l'écotourisme. Cette question est liée à celle de la tarification optimale du tourisme (c'est-à-dire qu'il faut optimiser les recettes dans la limite des capacités de charge). La prise en compte des contraintes de capacité de charge est essentielle pour la viabilité des investissements en matière d'écotourisme. Les deux principaux sites touristiques d'observation des récifs coralliens des côtes de la mer Rouge donnent un exemple instructif de l'importance de cet aspect. Le site le plus réglementé sur le plan de la densité d'hôtels, du nombre de plongeurs et des rejets de déchets a en effet apporté des avantages beaucoup plus grands aux populations locales à long terme (voir encadré 4.4). L'évaluation est essentielle pour l'établissement des courbes de la demande d'écotourisme qui permettent de déterminer le niveau de tarification optimale compte tenu des contraintes de capacité de charge (voir Swanson et al., 2001).
- Enfin, le problème de la « fuite des avantages » doit également être pris en compte : souvent, les valeurs de l'écotourisme ne sont pas distribuées aux communautés touchées par ce secteur d'activité, mais à des acteurs sans lien véritable avec la base de ressources (voyagistes par exemple). L'évaluation est importante pour l'établissement de dispositifs de partage des avantages qui favorisent les incitations.

Encadré 4.4. **Contraintes de capacité de charge et écotourisme durable**

L'exemple de deux sites touristiques utilisant le même récif corallien de la mer Rouge montre combien il est important de prendre en compte les contraintes de capacité de charge dans le développement de l'écotourisme. Sur le premier site, Hurghada, les ressources offertes par le récif corallien ont été utilisées sans restrictions, les pouvoirs publics ayant autorisé l'exploitation sans contrôle du rivage. Le deuxième, Charm, a exploité le récif corallien de façon contrôlée, les pouvoirs publics ayant restreint la densité des aménagements (de tourisme et de pêche) le long du récif et mis en œuvre un programme de suivi pour vérifier leur conformité. A l'arrivée, le contraste est saisissant. Hurghada affiche une densité de développement près de trois fois plus élevée et le récif souffre d'une exploitation excessive (trois fois plus de visiteurs et deux fois plus de bateaux) et irrémédiable (dommages inutiles résultant de la construction d'hôtels et de l'absence de contrôle sur les plongées) et pâtit de la pollution (manque de visibilité). A Charm, les organisateurs de plongée, en nombre restreint, ont pris conscience de leur interdépendance et ont investi dans la conservation du récif qu'ils utilisent conjointement. Les hôteliers de Charm offrent plus de sites de mouillage et informent mieux les plongeurs, de façon à atténuer l'incidence de leurs activités et à éviter les dommages inutiles. Ils ont aussi investi dans des dispositifs de gestion des eaux usées, de sorte que la visibilité est dix à vingt fois plus grande qu'à Hurghada. Fait important, tous les investissements réalisés ont été payants. Les hôteliers de Charm sont en mesure de pratiquer des tarifs deux fois plus élevés que ceux d'Hurghada. C'est cette différence de prix entre l'utilisation contrôlée et non contrôlée de la ressource qui constitue la *rente* découlant de la ressource. Les rentes – et donc les incitations à investir dans la conservation du récif – sont créées seulement en présence de restrictions imposées par les pouvoirs publics à l'utilisation de la ressource (et de mesures de surveillance destinées à les faire respecter).

Source : Swanson et al. (2001).

Valeurs de l'information génétique

La biodiversité comporte aussi une valeur d'information. Elle est utile à d'importantes industries humaines en raison de la manière dont les formes de vie existantes ont été choisies (dans un système vivant et concurrentiel comme le nôtre), qui nous fournit un ensemble déjà constitué de stratégies couronnées de succès. Les forces qui s'exercent à l'encontre de la vie humaine agissent contre toutes les autres formes de vie. Les organismes qui persistent ont utilisé des stratégies efficaces dans un environnement hostile, acquérant ainsi la résistance nécessaire. C'est pour le maintien de ces stratégies efficaces

que les sociétés humaines ont besoin de la biodiversité dans ce qu'on appelle les bio-industries. Les informations apportées et leur utilité dans le processus de R-D constituent la valeur principale de la biodiversité dans ces industries. Dans les secteurs des produits pharmaceutiques et de l'agriculture, l'objet du processus industriel de R-D est étroitement lié à l'interface biologie/société (Swanson, 1997 ; Swanson et Fernandez, 1996 ; Swanson et Luxmore, 1996 ; Swanson et al., 1994). Le rôle que peut jouer le développement de marchés de l'information génétique dans la mise en place d'incitations à protéger la biodiversité dépend de l'importance (au km²) de ces valeurs d'information. L'évaluation est donc essentielle pour définir le potentiel de conservation des bio-industries.

Valeurs sur le plan de l'information agricole et génétique : Swanson (1997) rend compte d'une étude des entreprises de sélection végétale qui révèle que la recherche génétique se concentre massivement sur des espèces et des variétés sauvages. L'évaluation de la valeur de l'information génétique pour le secteur agricole fait l'objet d'études de plus en plus nombreuses (voir Pearce, 2001). Une première méthode d'évaluation consisterait à déterminer ce que les entreprises de sélection végétale sont disposées à payer pour conserver les espèces sauvages utilisées comme sources de matériel génétique. L'ampleur des budgets de R-D affectés par ces entreprises à la découverte de telles ressources fournirait une estimation minimale du consentement à payer. D'autres approches consisteraient à estimer la valeur de la production végétale perdue si ce matériel cesse d'exister, ou à évaluer le coût d'obtention de matériel génétique à partir d'autres sources (*ex situ*). D'après une étude de la valeur des variétés de pays du riz en Inde, par exemple, les variétés de pays acquises auprès de producteurs indiens ont contribué à hauteur de 5.6 %, soit 75 millions d'USD, aux revenus fournis par le riz en Inde. En supposant que les variétés de pays ont un impact uniforme sur les revenus dans tous les autres pays qui cultivent du riz, la valeur ajoutée correspondant à l'utilisation de variétés de pays atteint 400 millions d'USD par an (Dutfield, 2000)²⁰. D'autres études corroborent ces résultats quant à la valeur des variétés de pays d'autres produits (Swanson et Luxmore, 1996 ; Brush, 1996)²¹.

Ce sont les entreprises semencières, pour la plupart situées dans des pays développés, qui détiennent la valeur que constitue l'information contenue dans les variétés de semences sauvages ou les variétés de pays. En revanche, ce sont les pays en développement qui détiennent des territoires riches en biodiversité. L'appropriation de la valeur des variétés de pays sur le plan de l'information semble comporter des potentialités pour les pays en développement, mais plusieurs obstacles gênent les échanges entre les pays du sud riches en biodiversité et les entreprises semencières des pays du nord. Dutfield (2000) répertorie plusieurs facteurs qui compromettent le pouvoir de

négociation et les possibilités de partage des bénéfices des pays en développement riches en biodiversité :

- Il peut être impossible de déterminer la part des échanges dans les bénéfices réalisés. Les nouvelles variétés végétales résultent souvent de la sélection et des améliorations apportées par les agriculteurs de nombreuses parties du monde, de sorte que les pays et/ou les communautés susceptibles de réclamer des droits de propriété intellectuelle sont nombreux.
- Beaucoup de ressources génétiques sont détenues dans les collections *ex situ* d'universités, de jardins botaniques ou dans les banques du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (CGIAR). Les ressources de ces collections ont été soigneusement sélectionnées, classées et étudiées et – conformément aux dispositions de la Convention sur la diversité biologique – sont librement accessibles.
- Beaucoup de grandes entreprises d'amélioration des cultures jugent peu intéressant sur le plan des coûts d'utiliser des variétés sauvages (dont l'adaptation à des conditions spécifiques peut être plus difficile par exemple). C'est pourquoi elles utilisent plutôt les variétés qui figurent dans leurs collections et celles qui sont conservées dans des institutions publiques. Les progrès du génie génétique devraient encore réduire la dépendance à l'égard du matériel génétique provenant de plantes exotiques et sauvages. Il existe cependant d'importantes exceptions à cette tendance générale. On utilise ainsi des variétés de pays sauvages lorsqu'on recherche des caractéristiques particulières, qu'on met en place de nouveaux programmes d'amélioration génétique, ou dans le cadre de l'amélioration de certains produits comme les pommes de terre.
- Les pays en développement n'ont pas les capacités scientifiques et technologiques nécessaires pour créer des entreprises locales d'amélioration des cultures qui leur permettent de tirer profit des avantages de la diversité des produits agricoles. C'est pourquoi le renforcement de ces capacités revêt une grande importance pour les pays en développement (voir chapitre 5).
- Les pays tempérés sont relativement bien dotés en diversité biologique pour ce qui est de certains végétaux importants qu'ils cultivent depuis des siècles. Or, même les pays en développement des zones tropicales ne sont pas auto-suffisants en matière de ressources génétiques végétales. C'est pourquoi un régime fortement réglementé de contrôle de l'accès au matériel génétique risque en fait de désavantager fortement les pays en développement.

C'est en partie pour ces raisons que 2.5 % seulement du matériel génétique utilisé pour la création de nouvelles variétés végétales provient de variétés de pays conservées *in situ* (Swanson et Luxmore, 1996). Cela n'empêche pas cependant les pays en développement de fournir des incitations pour la

préservation des variétés végétales *in situ*. Le stock des variétés commerciales existantes fournit la base d'informations à partir de laquelle les bio-industries créent de nouvelles variétés de végétaux résistants aux maladies et aux parasites en constante évolution. Ce sont néanmoins les espèces sauvages qui restent à l'origine de la diversité nouvelle nécessaire pour reconstituer et enrichir cette base d'informations. L'ampleur exacte de cette propriété de « reconstitution » de la biodiversité n'a pas encore été évaluée. Compte tenu du rôle essentiel et irremplaçable que joue la biodiversité en assurant un approvisionnement à long terme en produits alimentaires, on peut cependant penser qu'elle est considérable. Les instruments qui permettront de favoriser la conservation *in situ* des ressources génétiques des pays en développement figurent en permanence au programme de travail de grandes organisations internationales comme la FAO, l'IFPRI et l'IPGRI. Les recherches portent sur trois aspects : a) la mise au point d'un système de propriété intellectuelle adapté, similaire à celui qui régit les droits des obtenteurs de variétés végétales aux États-Unis et en Europe ; b) la création d'un système de contrats entre agriculteurs et utilisateurs des ressources phytogénétiques ; et c) le renforcement des capacités techniques et scientifiques par des échanges entre pays en développement et pays développés (Brush, 1996).

Produits pharmaceutiques

La valeur de la biodiversité comme source de produits pharmaceutiques nouveaux a été largement étudiée. En constatant que les entreprises pharmaceutiques réalisaient des milliards de dollars de chiffre d'affaires grâce à des médicaments dérivés de produits naturels, on s'est rendu compte que la valeur de ces produits devait elle aussi être élevée. La valeur de la biodiversité en tant que source de produits pharmaceutiques dépend du niveau du consentement à payer des « bioprospecteurs » pour une unité d'habitat. Le prix « potentiel » déterminé sur les marchés de la bioprospection dépend de différentes conditions d'offre et de demande (voir Pearce, 2004) :

- Les progrès technologiques en cours peuvent faire pencher la balance d'un côté ou de l'autre : d'une part, l'utilisation de la chimie synthétique et combinatoire et des biotechnologies utilisant des gènes humains peut réduire le recours aux organismes naturels. D'autre part, les avancées de la génétique peuvent avoir l'effet inverse.
- Le progrès technologique accroît la capacité d'exploiter de façon plus poussée les collections de semences existantes, et réduit ainsi la nécessité de faire appel à de nouvelles ressources génétiques.
- Les processus de recherche deviennent très sélectifs, et favorisent des domaines particuliers dans lesquels on dispose d'informations préalables, ce qui réduit dans l'ensemble la demande d'accès à de nouveaux domaines.

- Parallèlement à la demande de produits biologiques, il existe une demande croissante de produits « naturels » nécessitant un accès direct au matériel génétique.
- Les difficultés juridiques et institutionnelles d'accès peuvent dissuader les bioprospecteurs. Cette situation témoigne des limitations des structures institutionnelles, de la bureaucratie et parfois de la corruption de nombreux pays d'accueil.
- L'offre de matériel génétique est large. Au mieux, on peut espérer que les bioprospecteurs ne prélèvent qu'une fraction infime du matériel disponible, de sorte que la plus grande partie des zones naturelles ne bénéficieront probablement pas de la bioprospection.
- Le droit international des brevets gêne toujours la protection des ressources naturelles à l'échelle mondiale.

Diverses études d'évaluation sur la demande potentielle de bioprospection sont parues à partir des années 80. Cette abondance d'études offre un tableau assez contrasté, certaines aboutissant à des valeurs de bioprospection très élevées et d'autres à des valeurs très faibles. Pearce et al. (1999) et Pearce (2001, 2004) examinent et évaluent ces études aux résultats contradictoires. Les plus fiables sont celles de Simpson et al. (1996) et de Rausser et Small (2000). Toutes deux évitent les erreurs commis es par le passé, qui consistaient à estimer des valeurs moyennes ou à attribuer la totalité de la valeur du médicament à la ressource génétique. En revanche, ces auteurs ont correctement essayé d'estimer la contribution apportée par les espèces marginales à la création de nouveaux produits pharmaceutiques.

Le tableau 4.2 donne les chiffres obtenus dans le cadre de ces études et correspondant au consentement à payer par hectare dans diverses régions. Les résultats de l'étude de Simpson et al. (1996) indiquent que même le montant le plus élevé, de 20 USD par hectare, ne suffirait pas (dans de nombreux cas) à couvrir le coût d'opportunité de la conversion des terres. Pearce (2004) explique ainsi les raisons de ces faibles valeurs : a) la biodiversité est abondante, de sorte que chaque espèce particulière a une faible valeur économique ; b) il existe beaucoup de « doubles emplois » dans la mesure où, lorsqu'une découverte a été faite, il est sans intérêt de trouver de nouveau le composant. Chaque nouvelle « avancée » risque ainsi d'être inutile ou de faire double emploi.

Simpson et Craft (1996) ont révisé ces chiffres en assouplissant l'hypothèse de la substituabilité parfaite entre les espèces. Les résultats de ces calculs révisés figurent à la colonne 2. Pearce (2004) constate que ces estimations révisées concernent « l'excédent social », c'est-à-dire la somme des profits et de la rente du consommateur, et que celui-ci est plus élevé que l'estimation originale de la valeur marginale d'une espèce. S'appuyant sur ces estimations plus élevées, les auteurs pensent que « des incitations modestes pourraient suffire à motiver la

Tableau 4.2. Estimations de la valeur pharmaceutique de différentes zones de « points chauds » (consentement à payer maximal par hectare* en USD)

Zone	Simpson <i>et al.</i> (1996) Consentement à payer des entreprises pharmaceutiques par hectare	Simpson et Craft (1996) « Valeur sociale » du matériel génétique par hectare	Rausser et Small (2000). Consentement à payer des entreprises pharmaceutiques par hectare
	(1)	(2)	(3)
Équateur ouest	20.6	2 888	9 177
Sri Lanka sud-ouest	16.8	2 357	7 463
Nouvelle-Calédonie	12.4	1 739	5 473
Madagascar	6.9	961	2 961
Inde, ghats occidentaux	4.8	668	2 026
Philippines	4.7	652	1 973
Brésil, côte atlantique	4.4	619	1 867
Hautes terres d'Amazonie occidentale	2.6	363	1 043
Tanzanie	2.1	290	811
Afrique du sud, province floristique du Cap	1.7	233	632
Malaisie péninsulaire	1.5	206	539
Australie, sud-ouest	1.2	171	435
Côte d'Ivoire	1.1	160	394
Bornéo, nord	1.0	138	332
Est de l'Himalaya	1.0	137	332
Colombie, région de Choco	0.8	106	231
Chili central	0.7	104	231
Province floristique de Californie	0.2	29	0

* 1 hectare=0.01 km²Source : Simpson *et al.* (1996) ; Simpson et Craft (1996) ; Rausser et Small (2000). Tiré de Pearce (2004).

conservation dans certaines zones » (Simpson et Craft, 1996, p. 4). Nous en arrivons ainsi à conclure de manière générale, à partir des travaux de Simpson *et al.* (1996), que les valeurs de la prospection *privée* sont très basses, tandis que les valeurs *sociales* peuvent être ou non sensiblement différentes.

Rausser et Small (2000) ont remis ces résultats en question en formulant des estimations beaucoup plus optimistes (colonne 3). Les estimations de Simpson *et al.* (1996) supposent que les programmes de recherche des entreprises pharmaceutiques consistent à choisir au hasard dans un vaste ensemble d'échantillons, chaque échantillon ayant la même chance de succès. En revanche, Rausser et Small (2000) supposent que les échantillons sont choisis de façon structurée en fonction de certains « indices » de leur éventuelle productivité. Ces indices sont obtenus grâce à l'expérience, la connaissance d'attributs particuliers, et même l'utilisation locale des matériaux existants. Rausser et Small concluent que « les valeurs associées aux sites les plus intéressants

– correspondant à 9000 USD/hectare dans la simulation – peuvent être suffisamment élevées pour motiver des activités de conservation ».

Que nous apprennent ces études sur la promotion de la création de marchés dans le cadre de la bioprospection ? Pearce (2001) fait observer que, si les valeurs de la prospection *privée* sont élevées, comme semblent l'indiquer Rausser et Small, les mesures sociales n'ont pas de rôle à jouer, c'est-à-dire qu'il est inutile de créer un instrument d'action publique pour encourager la prospection. L'action publique pourrait cependant permettre de s'assurer que les prospecteurs paient effectivement ce qu'ils sont censés consentir à payer, plutôt que de traiter le matériel génétique de fait comme une ressource d'accès libre. Si les valeurs privées sont faibles, comme le suggèrent Simpson *et al.* (1996), on ne peut s'attendre à une forte activité de prospection, et on ne pourra utiliser d'arguments pour l'encourager car les valeurs obtenues seraient faibles.

L'adoption de politiques volontaristes peut être défendue au moyen d'arguments plus solides lorsque les valeurs sociales et privées divergent fortement. Cette divergence peut être importante compte tenu des diverses retombées et des avantages collectifs qui découlent de la découverte de nouveaux médicaments – lorsqu'un médicament qui permet de sauver des vies coûte 100 USD, il est clair que sa valeur est beaucoup plus élevée que le prix auquel il est vendu en pharmacie. Pourtant, on ne connaît toujours pas de mesures adéquates de l'importance des valeurs sociales des produits pharmaceutiques. Peut-être faut-il conclure que l'optimisme hâtif et peu nuancé que suscite la bioprospection ne peut être entretenu, du moins tant que les hypothèses formulées sur les modèles et les valeurs des paramètres ne sont pas mieux développées (Pearce, 2004).

Valeurs d'aménité

Les ressources de la biodiversité sont une autre source directe de valeurs autres que de consommation, qui proviennent de leurs attributs esthétiques et de la « qualité de vie » qu'elles apportent. Ces valeurs d'aménité sont bien établies dans les marchés de l'immobilier. Les données sur les prix et les techniques d'analyse hédoniste des caractéristiques des propriétés permettent d'isoler la valeur d'aménité attachée aux logements situés à proximité d'un site naturel tel qu'une forêt. Une étude de Tyrväinen et Miettinen (2000), par exemple, a montré que, en Finlande, les prix des maisons avec vue sur la forêt étaient 4.9 % plus élevés que celui des autres maisons comparables. De même, Powe *et al.* (1997) ont constaté que la reconstitution d'un hectare de forêt à 100 mètres d'un logement faisait monter son prix de 540 GBP en moyenne en Angleterre. Ces chiffres fournissent une estimation basse de la valeur d'aménité d'un site environnemental car ils n'englobent pas la valeur esthétique qui existe pour les passants ou les visiteurs. Cette valeur esthétique est une forme de bien

public et a été évaluée dans le cadre d'évaluations contingentes ou d'études des frais de déplacement (Tyrvaïnen et Hannu, 1998 ; Lockwood et Tracy, 1995, par exemple). L'appropriation de ces valeurs d'aménité démontrées fournit aux administrations locales les moyens (et la volonté) de restaurer et d'entretenir les sites présentant un intérêt environnemental. Parmi les moyens d'appropriation axés sur le marché, on peut citer les taxes sur la propriété prélevées sur les marchés immobiliers et les taxes à payer par les entreprises commerciales qui bénéficient de la présence du site en question.

Fonctions des écosystèmes et valeur d'usage indirect de la biodiversité

La valeur de l'écosystème s'étend bien au-delà de son rôle en tant qu'habitat d'espèces particulières, elle résulte aussi d'une série de fonctions nécessaires à la préservation et à la maintenance des systèmes écologiques et économiques. Barbier *et al.* (1994) recensent quatre fonctions de l'écosystème : a) fonctions régulatrices sur le climat, les flux d'eau et de déchets et les nutriments ; b) fonctions de production associées aux productions utiles des écosystèmes comme l'eau et les combustibles ; c) fonctions de soutien à des secteurs comme les loisirs, la pêche, l'agriculture ; d) fonctions d'information associées aux avantages esthétiques, culturels et scientifiques apportés par les écosystèmes.

Les tentatives réalisées pour estimer la valeur de ces services indirects se sont appuyées sur quelques « fonctions de production » bien précises, mais les données disponibles sont très fragmentaires sur ce plan. La nature de bien public de ces services a motivé l'utilisation de méthodes d'évaluation contingente. En outre, le caractère pluridimensionnel des services en rapport avec l'écosystème a incité à utiliser des méthodes d'expression des choix permettant d'isoler et d'évaluer l'importance relative des différents services tirés de la même ressource. Deux valeurs d'usage indirect ont été largement étudiées, celles qui sont associées aux bassins hydrographiques et au piégeage du carbone.

Valeurs des services en relation avec les bassins hydrographiques

Les fonctions de protection des bassins hydrographiques comprennent divers services fournis par les écosystèmes des forêts et des pâturages : conservation du sol (contrôle de l'ensablement et de la sédimentation), régulation des flux d'eau, approvisionnement en eau et perte de nutriments. Les résultats de quelques études d'évaluation des bassins hydrographiques sont résumés dans le tableau 4.3 ci-dessous. Bien que les valeurs par hectare puissent paraître faibles, il convient de garder à l'esprit que les services correspondant aux bassins hydrographiques influencent une zone très vaste et que les valeurs agrégées peuvent donc être très élevées (Pearce, 2001).

Tableau 4.3. **Évaluation des fonctions des bassins hydrographiques**

Auteur et site étudié	Type de fonction de protection des bassins hydrographiques	Résultats
Ammour <i>et al.</i> (2000). Forêt du Guatemala	Prévention de l'érosion des sols. Évaluation au coût de remplacement des sols et aux coûts de prévention de l'érosion. Prévention de la perte de nutriments. Évaluation aux prix des fertilisants.	Négligeable. 12 USD /ha/an sur 30 USD/ha*/an pour l'ensemble des produits forestiers autres que le bois et des services environnementaux.
Kumari (1996). Forêt de Malaisie	Protection de l'eau d'irrigation, évaluée en fonction de la productivité de l'eau dans les cultures. Protection de l'approvisionnement local en eau. Évaluation au coût du traitement pour l'amélioration de la qualité	15 USD/ha 0 USD/ha
Ruitenbeek (1989) Korup, Cameroun	Protection contre les inondations uniquement.	3 USD/ha
Yaron (2001). Mt Cameroun, Cameroun	Protection contre les inondations, évaluée en fonction des pertes évitables de récoltes et d'arbres.	0-24 USD/ha
Bann (1998b). Turquie	Érosion des sols évaluée au coût de remplacement. Coût des nutriments. Dégâts causés par les inondations.	46 USD/ha
Adger <i>et al.</i> (1995) Mexique	Effets de la sédimentation sur les infrastructures.	Négligeable

* 1 hectare = 0.01 km².

Source : d'après Pearce (2001).

De nombreuses institutions du marché essaient d'internaliser les valeurs associées aux services des bassins hydrographiques. Pagiola (2002), Kerr (2002), Salzman et Ruhl (2002) et Echavarria (2002) fournissent des évaluations détaillées du succès de différentes formes d'instruments du marché, à partir d'études de cas réalisées dans des pays développés ou en développement. L'appropriation de ces valeurs au moyen d'instruments du marché posent des problèmes communs, comme l'identification et l'évaluation quantitative des services en rapport avec l'eau, le recensement des principaux bénéficiaires des services des bassins hydrographiques et des moyens à utiliser pour faire payer ces services, la mise au point de mécanismes de paiement durables (à long terme) et le traitement des questions d'économie politique et des incitations négatives (Pagiola, 2002).

Pagiola (2002) décrit en détail l'expérience des marchés de conservation des bassins hydrographiques créés au Costa Rica à la fin des années 90. Les marchés consistent en un forum d'échanges entre les bénéficiaires des services associés aux bassins hydrographiques et ceux qui fournissaient ces services, essentiellement des agriculteurs. Ces derniers reçoivent une

compensation ainsi que des droits plus importants sur le plan de la sécurité de jouissance, et doivent reconvertir et entretenir les forêts de façon à protéger les bassins hydrographiques. Le financement de ce dispositif vient d'une taxe sur le combustible fossile réservée à cette utilisation, de versements directs des bénéficiaires (comme les centrales hydro-électriques et d'autres utilisateurs d'eau) et de subventions internationales témoignant du caractère mondial des services fournis (subvention de 8 millions d'USD du Fonds pour l'environnement mondial et prêt de 32.6 millions d'USD de la Banque mondiale par exemple). A l'heure actuelle, les financements reçus représentent environ 0.6 millions d'USD par an pour une superficie de 24 000 hectares. Bien que ces chiffres ne soient pas négligeables, ils sont bien inférieurs à ce que reçoit le Costa Rica chaque année du Fonds pour l'environnement mondial au titre de la conservation de la biodiversité (1.8-1.9 millions d'USD par an pendant cinq ans) ou au titre du paiement des services de piégeage du carbone (2 millions d'USD de 1997 à 2002) (Pagiola, 2002). L'ensemble du système des paiements assurés pour d'autres formes de services environnementaux au Costa Rica a donné des résultats très satisfaisants sur le plan des effets sur la conservation et de l'efficacité par rapport au coût (plus de 200 000 hectares de forêts ont été reconvertis en cinq ans pour un coût de 50 millions d'USD). Compte tenu de l'importance démontrée des valeurs de la protection des bassins hydrographiques, il reste une marge d'augmentation du volume des paiements totaux et du nombre d'hectares pris en compte dans la fourniture de ces services. Les questions à traiter concernent notamment les relations entre la superficie boisée et les services en rapport avec les bassins hydrographiques et la mise au point d'un système de paiements ciblé (plutôt qu'uniforme).

Valeurs associées au piégeage du carbone

Le rôle important que jouent les forêts tropicales en freinant le réchauffement de la planète a été reconnu officiellement en 1997 dans les dispositions du Protocole de Kyoto qui encouragent la création de « marchés du carbone ». Une étude des pratiques forestières durables de 40 pays en développement a montré que les forêts tropicales pouvaient piéger entre 5 et 40 tonnes de carbone par hectare et par an, selon l'altitude (Dixon, 1997).

Des études récentes de Clarkson (2000) et Tol *et al.* (2000) semblent indiquer que la valeur du piégeage du carbone en termes de dommages évités est comprise entre 34 et 50 USD. Cependant, Pearce (2001) argumente qu'il est plus pratique de déterminer la valeur du carbone à partir du prix payé pour une tonne de carbone sur les « marchés du carbone ». Plusieurs centaines de ces marchés sont en cours de création depuis la fin des années 80, le plus souvent sur une base volontaire, et sans relation avec la législation sur le réchauffement mondial. D'après les estimations, les crédits de carbone pourront, dans un régime d'échanges internationaux sans restriction,

Encadré 4.5. **L'appropriation des services fournis par les bassins hydrographiques au moyen de banques d'échanges permettant de préserver les zones humides**

La conservation de vastes superficies destinées à permettre la mise à disposition de fonctions fournies par les zones humides suscite souvent le mécontentement du public car les coûts d'opportunité sont souvent élevés et les bénéfices indirects. C'est le cas de nombreuses zones humides des pays développés, qui ont d'importants coûts d'opportunité (notamment dans les zones côtières et urbaines). Pour atténuer la résistance du public à l'égard des démarches traditionnelles de conservation, on a mis au point des dispositifs de « banques d'échange » (*mitigation banking*) qui consistent en une sorte de programme d'échanges d'habitat, en vigueur depuis plus de dix ans aux États-Unis. Ce dispositif fait intervenir des établissements publics et/ou commerciaux qui créent ou restaurent un ensemble de zones humides constituant une « banque de zones humides ». Les promoteurs privés doivent ensuite acquérir des « crédits » auprès de ces banques pour compenser les dommages qu'ils causeront à une autre zone humide comparable. L'acquisition de ces crédits est une condition préalable à la délivrance du permis d'exploitation. Cet instrument fondé sur le marché a pour objet de garantir la préservation des zones humides tout en réduisant les coûts économiques et politiques qu'elle comporte. Le dispositif s'est développé depuis sa création au milieu des années 80, puisque plus de 70 « banques d'échanges » commerciales fonctionnent aujourd'hui aux États-Unis. De 1993 à 2000, 95 km² de zones humides ont été aménagés en échange de la restauration de 165 km². Le coût des crédits est compris entre 1.8 million USD par km² et 24.7 million USD par km² en fonction des coûts d'opportunité des zones humides restaurées.

En dépit du caractère prometteur du dispositif, d'importantes contraintes ont empêché de tirer pleinement avantage des échanges de crédits de zones humides. En particulier, les méthodes d'évaluation des types équivalents de zones humides à échanger sont souvent très rudimentaires, se fondant sur des mesures élémentaires comme celles de la superficie (en hectares) et de la fonction d'habitat. En essayant d'atténuer les conséquences négatives que pourraient avoir des échanges « déséquilibrés » (très probables) de zones humides, les autorités réglementaires ont mis en place une série de contraintes qui limitent le libre échange des crédits de zones humides. C'est pourquoi il est nécessaire de se doter d'un système précis et économique d'évaluation de la qualité et du type des zones humides.

Source : Salzman et Ruhl (2002).

atteindre un prix approximatif de 10 USD par tonne (Zhang, 2000). A partir de cette estimation plus prudente, Pearce (2001) estime que les forêts primaires et secondaires fermées qui sont a) menacées de transformation et b) susceptibles de faire l'objet d'accords destinés à éviter la déforestation, ont une valeur qui peut atteindre 2000 USD. Les marchés du carbone devraient continuer de se développer à mesure que les parties acquerront une plus grande expérience de ces transactions et lorsqu'un protocole sur le réchauffement mondial établi sous une forme ou sous une autre et prévoyant des « mécanismes de mise en œuvre de la flexibilité » sera finalement ratifié.

Valeurs de non-usage de la biodiversité

Les résultats de plusieurs études d'évaluation indiquent que les valeurs de non-usage représentent peut-être la part la plus importante de la valeur économique totale des ressources biologiques. C'est pourquoi les politiques de conservation doivent donner la priorité aux mesures qui permettent de tirer parti de ces valeurs particulières (par exemple, OCDE, 2001²² ; Alexander, 2000). La validité de ce raisonnement repose de toute évidence sur l'exactitude des estimations de la valeur de non-usage. Comme il s'agit de biens publics purs, la mise en évidence précise de la demande est problématique. Par définition, les valeurs de non-usage « ne laissent pas de traces d'ordre comportemental » (Freeman, 1993) et ne peuvent donc être inventoriées par des méthodes économétriques à partir de données concernant la demande de biens ou de services environnementaux. Il ne reste donc aux chercheurs que les techniques de préférence déclarée pour évaluer les valeurs de non-usage. Cependant, les estimations obtenues par ce moyen laissent subsister beaucoup d'interrogations sur l'ampleur réelle des valeurs de non-usage. Les estimations des valeurs de non-usage annuelles mondiales des forêts tropicales, par exemple, donnent des résultats compris entre plusieurs centaines de milliards de dollars (Kramer et Mercer, 1997) et quelques milliards seulement (Pearce, 1996, par exemple).

Les désaccords concernant le niveau des valeurs de non-usage portent essentiellement sur des questions théoriques (que mesurons-nous exactement ? S'agit-il réellement de valeurs économiques ?), des questions méthodologiques (les méthodes d'évaluation sont-elles valides ?) et des questions d'agrégation (quels sont ceux dont les préférences doivent être prises en compte ?) (voir Kontoleon et al., 2002, pour un examen de ces questions). Le fait que les valeurs de non-usage soient souvent associées à certaines espèces charismatiques et non avec la diversité proprement dite constitue un autre problème épineux (Kontoleon et Swanson, 2003 ; Loomis et White, 1996). Le lien qui existe entre l'appropriation des valeurs de non-usage et la conservation de la biodiversité doit être expliqué plus clairement.

Malgré tout, l'appropriation de ces valeurs est très prometteuse sur le plan de la conservation. Divers instruments fondés sur le marché (par opposition aux

instruments de coercition) permettent d'en tirer parti, comme les dons à des organismes de défense de l'environnement (tels que le WWF), les échanges dette-nature et les transferts internationaux (Fonds pour l'environnement mondial par exemple).

Conclusion – Évaluation

- Il existe de nombreux éléments qui témoignent sans équivoque de l'importance des valeurs d'usage direct (de consommation ou non) des ressources des forêts, de la mer, de la faune et de la flore sauvages. La mise en place de marchés assurant l'exploitation ou la fourniture durables de ces biens et services est essentielle.
- Les éléments qui témoignent de l'importance des valeurs indirectes de l'écosystème sont peu nombreux. Les tentatives réalisées pour estimer la valeur des services indirects se sont fondées sur quelques « fonctions de production » connues. Parmi les valeurs les mieux documentées figurent celles de la rétention de carbone par les forêts. D'après les estimations, ces valeurs seraient égales ou même supérieures à celles de l'exploitation commerciale des forêts (SCDB, 2001).
- Les preuves des avantages collectifs considérables apportés à l'échelle mondiale par la protection de la biodiversité pour ses valeurs de non-usage sont de plus en plus nombreuses. D'après les études actuelles, la création de marchés pour l'appropriation des valeurs de non-usage devrait être la priorité des politiques de conservation. Il est donc impératif de renforcer et de compléter les mécanismes en place, comme les transferts de ressources dans le cadre de l'aide au développement, les transferts au titre du Fonds pour l'environnement mondial, ou les échanges dette-nature (voir Pearce et Moran, 1996).
- La valeur économique de la biodiversité en tant que source d'informations génétiques pour l'agriculture est bien documentée. Les études indiquent que la conservation de la diversité génétique au niveau de la plantation apporte deux avantages importants : a) des améliorations des végétaux, elles-mêmes à l'origine d'une augmentation des rendements ; b) une assurance naturelle contre la variabilité des rendements de systèmes uniformisés (voir Swanson et Fernandez, 1996 ; Pearce et Moran, 1994). La conservation des informations génétiques intéressantes pour l'agriculture nécessite la mise en place de mécanismes d'incitation pour l'adoption de pratiques agricoles *in situ*.
- Les conclusions des études consacrées à la valeur économique de la biodiversité dans l'industrie pharmaceutique sont moins claires, et les avis divergent fortement quant au niveau de ces valeurs (voir Simpson, 1997 ; Swanson et Luxmoore, 1996 ; Swanson et Fernandez, 1996). Il apparaît pour le moment que la valeur des écosystèmes naturels en tant que sources

d'informations pharmaceutiques ne parvient pas à dépasser le coût d'opportunité de la conservation.

- Il n'est pas certain que les estimations de la valeur axées sur des services environnementaux particuliers, ou sur une espèce ou une ressource biologique particulière représentent aussi la valeur de la biodiversité en général. Les valeurs fondées sur les préférences exprimées à l'égard de ces services ou ressources peuvent être attribuées à la diversité, mais sans certitude (voir OCDE, 2001). Le lien entre les estimations de la valeur des ressources biologiques et la valeur de la biodiversité doit être précisé.

L'étude des valeurs économiques donne les indications suivantes :

- Souvent, l'évaluation des données semble indiquer que les valeurs de la biodiversité ne suffisent pas à couvrir le coût d'opportunité de la conservation.
- Cependant, certains contestent cette affirmation, dans la mesure où de nombreux facteurs faussent l'importance véritable des valeurs de la biodiversité. Ainsi, le taux de rendement des utilisations non durables des terres augmente souvent en raison de subventions aux effets préjudiciables, de droits de propriété faussés, etc. Ces distorsions conduisent à sous-estimer l'importance des valeurs de la biodiversité et dissuadent d'investir dans la conservation.
- En dépit des distorsions qui gênent l'estimation des valeurs de la biodiversité, cette étude indique clairement qu'il est payant d'investir en faveur de la conservation. Le chapitre suivant donne des exemples qui montrent comment tirer parti de ces valeurs par la création de marchés de biens et de services en relation avec la biodiversité.

Notes

1. La conception économique de la valeur qui repose sur la substitution relative entre les actifs est de nature anthropocentrique. On peut concevoir des formes non anthropocentriques de valeurs qui seraient des valeurs purement intrinsèques, c'est-à-dire qu'une ressource posséderait une valeur par elle-même. Cependant, de telles valeurs n'ont pas de sens en pratique et ne permettent pas de prendre des décisions d'affectations de crédits ni de créer des mécanismes d'incitation (voir Pearce, 2000).
2. Voir en particulier le chapitre 2, de Pearce, et le chapitre 3, de Dixon et Pagiola. Des études plus détaillées de ces questions figurent dans Bateman *et al.* (2003), Haab et McConnell (2002), et Bateman et Willis (1999).
3. Des désaccords subsistent quant à la localisation et à la définition des sous-catégories de valeurs. Voir les points de vue de Turner (1999), Carson (1999) et Foster (1996) à ce sujet. Les désaccords portent sur la manière de définir et de classer les valeurs d'option, et sur les sous-catégories de valeurs de non-usage. Ces divergences conceptuelles ne sont pas purement abstraites. Il est essentiel pour le processus de mesure, d'appropriation et de partage des avantages de parvenir à des définitions cohérentes sur le plan théorique.

4. Voir OCDE (2001) pour une étude des méthodes d'évaluation des services écologiques. Même dans les cas où il est difficile d'obtenir une mesure monétaire de ces valeurs, les responsables des politiques peuvent employer des méthodes qui essaient au moins de faire apparaître les avantages et les inconvénients des décisions de conservation de la biodiversité (analyse conjointe par exemple).
5. Voir Freeman (199) pour un examen détaillé des hypothèses de comportement restrictives contenues dans les méthodes de préférences révélées. En outre, ces méthodes ne conviennent pas pour évaluer les changements de quantité ou de qualité environnementale ne correspondant pas à la gamme des changements observés.
6. Trois techniques de ce type ont été largement utilisées : les méthodes de « modification de la productivité », dans lesquelles les incidences sur la qualité environnementale se traduisent par des modifications de la productivité des systèmes utilisés, modifications qui servent à leur tour à assigner des valeurs. Les évolutions physiques de la productivité (rendement des récoltes par exemple) sont évaluées à partir des prix des intrants et des produits sur le marché. Les méthodes de la « perte de bénéfices » mesurent les effets de la qualité environnementale à partir des évolutions de la productivité humaine. La valeur des bénéfices perdus et des coûts médicaux créés par la dégradation de la qualité d'une ressource environnementale (contamination de l'eau par exemple) est utilisée comme approximation de la valeur environnementale. Dans le cadre des méthodes fondées sur le coût d'opportunité, la valeur de l'exploitation d'une ressource environnementale particulière pour un usage donné est approchée au moyen de la valeur des revenus qui auraient pu être tirés d'autres usages de cette ressource. (voir Dixon et al. (1988) et Freeman (1979) pour une description détaillée de ces méthodes).
7. Dans cette catégorie figure l'analyse des coûts-avantages, qui consiste à fixer un objectif prédéterminé concernant la qualité d'un bien environnemental et à choisir le moyen de l'atteindre le plus avantageux et le plus économique, et les méthodes des « dépenses de prévention ou d'atténuation » qui consiste à établir la valeur d'un bien environnemental en se servant du coût des mesures préventives pour lesquelles les populations sont disposées à payer afin d'éviter toute dégradation de ce bien, ou des économies obtenues par suite d'une réduction des cycles d'entretien résultant de la baisse des taux de dommages.
8. La rente du consommateur est la différence entre ce qu'une personne paie pour un bien ou un service et le montant maximal qu'elle serait disposée à payer.
9. Voir Kontoleon et al. (2003) pour un examen plus approfondi des techniques d'évaluation et de tarification des ressources non marchandes.
10. Voir Swanson et al. (2001) qui examinent de façon plus précise l'importance du partage des bénéfices dans la mise en œuvre des mécanismes d'appropriation.
11. On peut procéder à cette décomposition directement à l'aide des méthodes d'évaluation contingente ou indirectement au moyen d'expériences relatives au choix.
12. Voir Swanson et al. (2001) qui expliquent en particulier comment on s'est servi de l'évaluation pour établir une tarification optimale dans les réserves de pandas en Chine.
13. L'OCDE a souligné ce point en précisant dans ses Recommandations sur l'utilisation des instruments économiques pour faciliter la conservation de la biodiversité : « Les marchés devront cependant être contrôlés et même guidés pour assurer qu'ils produisent des avantages nets pour l'ensemble de la société.

Par exemple, le commerce (illégal) de produits issus d'espèces en danger montre les effets négatifs que peuvent avoir les marchés qui ne tiennent pas compte des valeurs publiques et des externalités. »

14. La définition des différents types de pratiques classiques et durables d'exploitation forestière fait l'objet de vives controverses (voir Pearce, 2001).
15. Les valeurs des produits autres que le bois qui ne font pas partie des valeurs de consommation directe ainsi que les valeurs des fonctions systémiques de la forêt (valeurs d'usage indirect) sont examinées plus loin.
16. Ainsi, la CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction) limite et réglemente les échanges de produits issus d'espèces en danger.
17. <http://www.traffic.org/>
18. <http://www.elephantcountryweb.com>
19. Voir par exemple les études de TIA&NGT (2002), Goodwin (2000), Goodwin et Francis (2003), Swanson et al. (2001), Navrud (1994), et Fredman et Emmelin (2001).
20. Notons que la valeur des ressources génétiques utilisées dans le cadre de programmes commerciaux d'amélioration des plantes n'englobe pas leur valeur en tant que cultures de subsistance pour les agriculteurs qui les exploitent à des fins d'autoconsommation.
21. On pourrait utiliser une méthode d'évaluation indirecte en examinant les primes d'assurance sur les récoltes payées par les agriculteurs, qui se substituent à la valeur de la réduction du risque de mauvaise récolte susceptible de se produire en cas d'accroissement de la diversité naturelle. Pearce (2001) fait observer que les agriculteurs préfèrent s'appuyer sur le régime d'assurance plutôt que diversifier leur production, car c'est une solution moins coûteuse : des cultures plus diverses risquent en effet de ne pas répondre aussi bien à la demande, et d'avoir une productivité plus faible (en outre, les systèmes de subventions favorisent bien entendu une production uniforme). Les primes d'assurance constituent ainsi une estimation maximale de la valeur économique de la diversité des cultures. Ces dispositifs d'assurance ne concernent que les pays développés. Le Centre mondial de surveillance de la conservation, en 1992, a estimé que le montant total des primes d'assurance sur les récoltes versées aux États-Unis en 1990 s'élevait à 820 millions d'USD.
22. Dixon et Pagiola (2001).
23. Voir par exemple les bases de données EVRI - Environmental Valuation Reference Inventory (<http://www.evri.ca/>) et ENVALUE (<http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>)
24. Cette forme d'échanges d'information est l'un des objectifs des banques de données d'évaluation en cours de création dans le cadre d'initiatives de renforcement des capacités environnementales (voir chapitre 6).
25. Pour d'autres arguments contre l'utilisation de l'évaluation dans la prise de décisions sur l'environnement, voir Pearce (1999).

Références

- Alexander, R.R. (2000), « Modelling species extinction: the case for non-consumptive values », *Ecological Economics*, vol. 35, n^o. 2, pp. 259-69.
- Barbier, E., J. Burgess et C. Folke (1994), *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*, Earthscan, London.

- Bateman, I. et Willis, K. G. (éd.) (1999), *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU, and developing countries*, Oxford University Press: New York.
- Bateman, I., et al. (2002), *Economic Valuation With Stated Preference Techniques: A Manual*, Edward Elgar.
- Baumol, W. et W. Oates (1998), *The Theory of Environmental Policy*, Prentice Hall, New York.
- Bowles, R., R. Jice, R. Mittermeier et A. da. Fonesca (1998), « Logging and tropical forest conservation », *Science*, vol. 280, pp. 1999-2000.
- Brouwer, R. et F. A. Spaninks (1999), « The Validity of Environmental Benefit Transfer: Further Empirical Testing », *Environmental and Resource Economics*, vol. 14, pp. 95-117.
- Brush, S. (1996), « Valuing crop genetic resources », *Journal of Environment and Development*, vol. 5, n° 4, pp. 418-35.
- Bulte, E.H., R.D. Horan et C. Mason (2003), « Banking on Extinction: Endangered Species and Speculation », *Land Economics*, vol. 79, pp. 460-71
- Cabarle, B., et al. (1995), « Forest Certification », *Journal of Forestry*, vol. 93, n° 4, pp. 6-10.
- Carson, R.T., N.E. Flores et Mitchell, R.C. (1999), « Theory and Measurement of Passive-Use Value », in Bateman, I. et K. Willis (éd.) *Valuing the Environment Preferences*, Oxford University Press.
- Clarkson, R. (2000), *Estimating the Social Cost of Carbon Émissions*, Department of the Environment, Transport and the Regions: Londres.
- Crossley, R., et al. (1998), *Investing in Tomorrow's Forests: Profitability and Sustainability in the Forest Products Industry*, WWF International, Gland, Suisse.
- Desvousges, W.H., F.R. Johnson, R.W. Dunford, K.J. Boyle, S.P. Hudson et K.N. Wilson (1993), « Measuring Natural Resource Damages with contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability », in Hausman, J.A. (ed.) *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Dixon, J.A., R. Carpenter, R.A. Fallon, L.A. Sherman et S. Manipomoke (1988), *Economic Analysis of the Environmental Impacts of Development Projects*, Earthscan, Londres.
- Dixon, R. (1997), « Silvicultivation options to conserve and sequester carbon in forest systems: preliminary economic assessment », *Critical Review of Environmental Science and Technology*, vol. 27 (Special Issue), S139-S149.
- Dutfield, G. (2000), *Intellectual Property Rights, Trade and Biodiversity: Seeds and Plant Varieties*, Earthscan, Londres
- Echavarria, M. (2002), « Financing Watershed Conservation : The FONAG Water Fund in Quito, ÉCUADOR », in Pagiola, S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.) *Selling Forest Environmental Services: Market Based Mechanisms for Conservation and Development*, Earthscan, Londres.
- Elsasser, P. (1999), « Recreational Benefits of Forests in Germany », in Roper, C. A. et Park (éd.) *The living Forest: The Non-Market Benefits of Forestry*, pp. 175-188. The Stationary Office, Londres.
- FAO (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture) (2001), *Évaluation des ressources forestières mondiales*, Rome
- Fennell, D.A. (1999), *Ecotourism: An Introduction*, Routledge, NY.

- Forsyth, K., D. Haley et R. Kozak (1999), « Will Consumers Pay More for Certified Wood Products? » *Journal of Forestry*, vol. 97, n^o. 2, pp. 18-22.
- Foster, V. (1996), « Do Non-use values Exist? The State of the Debate » Department of Economics, University College London, photocopié.
- France, L. (1997), *The Earthscan Reader in Sustainable Tourism*, Earthscan, Londres.
- Fredman, P. et L. Emmelin (2001), « Wilderness Purism, Willingness to Pay and Management Preferences: A Study of Swedish Mountain Tourists », *Tourism Economics*, vol. 7, n^o. 1, pp. 5-20.
- Freeman, M.A. (1979), *The Benefits of Environmental Improvement*, Resources for the Future, Washington, DC.
- Freeman, M.A. (1993), *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*, Resources for the Future, Washington, DC.
- Freese, C.H. (1999), *Wild Species as Commodities: Managing Markets and Ecosystems for Sustainability*, Island Press, Washington, DC.
- Goodwin, H. (2000), « Responsible Tourism and the Market, » www.haroldgoodwin.info
- Goodwin, H. et J. Francis (2003), « Ethical and Responsible Tourism: Consumer Trends in the UK, » *Journal of Vacation Marketing*, vol. 9, n^o. 3, pp. 271-284.
- Haab, T.C. et K.E. McConnell (2002), *Valuing Environmental and Natural Resources: the Econometrics of Non-Market Valuation*, Edward Elgar, Cheltenham, Royaume-Uni.
- Heal, G. (1999), « Valuing Ecosystem Services », Columbia Business School, photocopié.
- Heal, G. (2000), *Nature and Market Place: Capturing the Value of Ecosystem Services*, Island Press, Washington, DC.
- Johnson, F.R., R.W. Dunford et W.H. Desvousges (2001), « Role of Knowledge in Assessing Non-use Values for Natural Resource Damages », *Growth and Change*, vol. 32, n^o. 1, pp. 43-68.
- Kerr, J (2002), « Sharing the Benefits of Watershed Management in Shukhomajri, India », in Pagiola, S., J. Bishop et N. Landell-Mills (éd.) *Selling Forest Environmental Services: Market Based Mechanisms for Conservation and Development*, Earthscan, Londres.
- Kontoleon, A. et T. Swanson (2003), « The Willingness to Pay for Property Rights for the Giant Panda: Can a Charismatic Species be an Instrument for Conservation of Natural Habitat? » *Land Economics*, vol. 79, n^o. 4, pp. 483-499.
- Kontoleon, A., R. Macrory et T. Swanson (2002), « Individual Preference Based Values and Environmental Decision Making: Should Valuation have its Day in Court? » *Journal of Research in Law and Economics*, vol. 20, pp. 179 – 216.
- Kramer, R.A. et D.E. Mercer (1997), « Valuing a global environmental good: US residents' willingness to pay to protect tropical rain forests », *Land Economics*, vol. 73, n^o. 2, pp. 196-210.
- Krug, W. (2001), « Private Supply of Protected Land in Southern Africa: A Review of Markets, Approaches, Barriers and Issues », document présenté à l'atelier Banque mondiale/OCDE sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, 25-26 janvier, Paris.
- Larson, D.M. (1992), « Can Non Use Value be Measured from Observable Behavior? » *American Journal of Agricultural Economics* (proceedings), vol. 74, pp. 1114-20.

- Lindberg, K. (1991), *Policies for Maximising Nature Tourism's Ecological and Economic Benefits*, World Resources Institute, Washington, DC.
- Lockwood, M. et R. Tracy (1995), « Nonmarket Economic Évaluation of an Urban Recreational Park », *Journal of Leisure Research*, vol. 27, n° 2, pp. 155-167.
- Loomis, J.B. et D.S. White (1996), « Economic Benefits of Rare and Endangered Species: Summary and Meta-analysis », *Ecological Economics*, vol. 18, n° 3, pp. 197-206.
- Navrud, S. (2000), « Strengths, weaknesses and policy utility of valuation techniques and benefit transfer », document présenté à l'atelier OCDE-USDA intitulé *The Value of Rural Amenities: Dealing with Public Goods, Non-Market Goods and Externalities*, 5-6 juin, Washington, DC.
- Navrud, S. et E.D. Mungatana (1994), « Environmental Valuation in Developing Countries: The Recreational Value of Wildlife Viewing », *Ecological Economics*, vol. 11, pp. 135-51.
- OCDE (1999), *Manuel de protection de la biodiversité : conception et mise en œuvre des mesures incitatives*, Paris
- OCDE (2001), *Valuation of Biodiversity Benefits: selected studies*, Paris.
- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'intention des décideurs*, Paris
- OCDE (2003), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, Paris.
- OMT (Organisation mondiale du tourisme) (2004), www.world-tourism.org/omt/newslett/ecotour.htm
- Ozanne, L. et R. Vlosky (1997), « Willingness to Pay for Environmentally Certified Wood Products: a Consumer Perspective », *Forest Products Journal*, vol. 47, n° 6, pp. 39-48.
- Pagiola, S. (2002), « Paying for Water Services in Central America », in Pagiola, S., J. Bishop et N. Landell-Mills (éd.) *Selling Forest Environmental Services: Market Based Mechanisms for Conservation and Development*, Earthscan, Londres.
- Pearce, D. et D. Moran (1994), *The Economic Value of Biodiversity*, UICN, Suisse, Gland.
- Pearce, D., W. Krug et D. Moran (1999), *The Global value of Biological Resources*, rapport au PNUE, Nairobi.
- Pearce, D.W (1996), « Global Environmental Value and the tropical frosts: demonstration and capture », in Adamowicz, W., et al. (eds.) *Forestry, Economics and the Environment*, CAB International, Reading, pp. 11-48.
- Pearce, D.W. (2000), « Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy » in Helm, D. (ed.) *Environmental Policy: Objectives, Instruments, and Implementation*, Oxford, OUP.
- Pearce, D.W. (2001), « The economic value of forest ecosystems », *Ecosystem Health*, vol. 7, n° 4, pp. 284-296.
- Pearce, D.W. (2004), « Environmental Market Creation: saviour or oversell? » *forthcoming in Portuguese Economic Journal*.
- Pearce, D.W., F.E. Putz et J.K. Vanclay (2003), « Sustainable forestry in the tropics: Panacea or Folly? » *Forest Ecology and Management*, vol. 172, pp. 229-247.
- Powe, N., G. Garrod, C. Brunson et K. Willis (1997), « Using a geographical information system to estimate an hedonic price model of the benefits of woodland access », *Forestry*, vol. 70, pp. 139-149

- Rausser, G. et A. Small (2000), « Valuing research leads: bioprospecting and the conservation of genetic resources », *Journal of Political Economy*, vol. 108, n^o. 1, pp. 173-206
- Rice, R., R. Gullison et J. Reid (1997), « Can Sustainable management save tropical forests », *Scientific American*, vol. 276, pp. 34-39
- Salzman, J. et J.B. Ruhl (2002), « Paying to Protect Watershed Services: Wetland Banking in the United States », in Pagiola, S., J. Bishop and N. Landell-Mills (eds.) *Selling Forest Environmental Services: Market Based Mechanisms for Conservation and Development*, Earthscan: London.
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique) (2001), *The Value of Forest Ecosystems*, Montréal, (CBD Technical Series n^o 4).
- Shavell, S. (1993), « Contingent Valuation of the Non-use value of Natural Resources: Implications for public policy and the Liability System » in Hausman, J.A. (ed.) *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Elsevier Science Publishers: Amsterdam.
- Simpson, D. (1997), « Biodiversity Prospecting: Shopping the Wilds is Not the Key to Conservation », *Resources*, Issue 126.
- Simpson, D. et A. Craft (1996), « The Social Value of Biodiversity in New Pharmaceutical Product Research », *Resources for the Future*, Discussion Paper 96-33, Washington, DC.
- Simpson, D., R. Sedjo et J. Reid (1996), « Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research », *Journal of Political Economy*, vol. 104, n^o. 1, pp. 163-85
- Swanson, T. (1997), « What is the public interest in biodiversity conservation for agriculture? » *Outlook on Agriculture*, vol. 26, n^o. 1, pp. 7-12
- Swanson, T. et A. Kontoleon (forthcoming), « Conflicts in Conservation: Aggregating Total Economic », in P. Koundouris (ed.) *Econometrics Informing Natural Resource Management*, Edward Elgar.
- Swanson, T. et Fernandez (1996), « Social and Economic Value of Biodiversity », rapport au Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique.
- Swanson, T. et R.A. Luxmoore (1996), *Industrial Reliance Upon Biodiversity*, World Conservation Monitoring Centre.
- Swanson, T., W. Qiwen, A. Kontoleon, Q. Xuejun et C. Yang (2001), « The Economics of Panda Reserve Management: A Case Study of Wolong Reserve, Sichuan, China », Environmental Economics Working Group, China Council for International Cooperation on the Environment and Development, Vancouver, BC.
- Swanson, T.M. (1994), « The Economics of Extinction Revisited and revised: A generalised framework for the analysis of the problems of endangered species and biodiversity loss », *Oxford Economic Papers*, vol. 46, pp. 800-821.
- Swanson, T.M., et al. (2001), « The Economics of Panda Reserve Management: A Case Study of Wolong Reserve, Sichuan, China », Environmental Economics Working Group, China Council for International Cooperation on the Environment and Development, Maryland, USA.
- Swanson, T., D. Pearce et R. Cervigni (1994), *The Appropriation of the Value of Plant Genetic Resources for Agriculture*, Commission for Plant Genetic Resources: Washington, DC.
- The International Ecotourism Society (TIES) (2004), www.ecotourism.org/index2.php?what-is-ecotourism.
- Tol, R., S. Fankhauser, R. Richels et J. Smith (2000), « How much damage will climate change do? Recent estimates », *World Economics*, vol. 1, n^o. 4, pp. 179-206

- Travel Industry Association of America and National Geographic Traveler (TIA&NGT) (2002), *The Geotourism Study: Phase 1 Executive Summary*, Washington, DC, (www.tia.org/survey.pdf).
- Turner, K.R. (1999), « The Place of Economic Values in Environmental Valuation », in Bateman, I. et K. Willis (éd.) *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press.
- Tyrvainen, L. et A. Miettinen (2000), « Property prices and urban forest amenities », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 39, pp. 205-223
- Zhang, Z.X. (2000), « Estimating the Size of the Potential Market for the Kyoto Flexibility Mechanisms », Faculty of Law and Faculty of Economics, University of Groningen, polycopié.

ANNEXE

Panorama des techniques d'évaluation monétaire

L'évaluation fournit des informations essentielles pour de nombreux aspects de la prise de décisions sur l'environnement. Elle revêt notamment une grande importance dans l'analyse coûts-avantages, l'évaluation des dommages environnementaux par les tribunaux et la comptabilité nationale de l'environnement. Elle fournit en effet des estimations de l'ensemble de la valeur économique et sociale des ressources environnementales et permet ainsi de mieux apprécier les projets ou les politiques, de procéder à des estimations plus précises des dommages causés à l'environnement et de disposer d'une comptabilité nationale nette plus exacte. Il a été reconnu que l'évaluation revêtait aussi une grande importance pour la mise au point de mesures réglementaires destinées à internaliser les externalités environnementales. Elle a ainsi été utilisée pour estimer les coûts des émissions des véhicules. Cette information a ensuite servi à l'élaboration de mesures réglementaires comme les taxes « vertes » sur le carburant (Pearce, 2001).

Cependant, les techniques d'évaluation monétaire comportent de nombreux défauts et limitations qui ont été examinés dans d'autres cadres. Ces analyses témoignent le plus souvent d'une certaine confusion quant aux fondements et aux utilisations de l'évaluation économique. Au-delà de ces malentendus, les méthodes d'évaluation non monétaires conservent plusieurs réels défauts conceptuels, méthodologiques et techniques. Kontoleon et al, (2002), dressent un tableau détaillé de ces problèmes.

Pour les besoins de ce manuel, deux aspects doivent être pris en compte : l'exactitude des estimations résultant d'évaluations environnementales d'une part, et le coût des études d'évaluation originales d'autre part.

Exactitude des estimations réalisées dans le cadre d'évaluations environnementales

La mise en cause de l'exactitude des études utilisant la méthode des préférences déclarées (études d'évaluation contingente par exemple) porte sur deux aspects. Le premier est celui de la *crédibilité* des préférences déclarées : il s'agit de déterminer si les études réalisées incitent à une révélation sincère des préférences. Par exemple, si un individu souhaite fausser les résultats de l'étude, la méthode crée-t-elle des incitations ou des mécanismes qui permettent d'empêcher ce type de comportement ? Il s'agit de problèmes qui se posent à la conception de l'étude, comme dans tous les exercices similaires (études de marketing par exemple). Un groupe d'experts du NOAA (Administration de l'océanographie et de la météorologie des États-Unis) comprenant des économistes lauréats du prix Nobel a constaté que les études bien construites pouvaient en fait comporter des incitations à la sincérité, et qu'il existait d'autres méthodes permettant d'en vérifier les résultats. Ainsi, les offres individuelles sont généralement vérifiées en fonction des caractéristiques principales de la personne (niveau de revenu, intérêt pour la question, situation de famille). La crédibilité des résultats obtenus est ainsi fonction de la qualité de conception de l'étude.

L'autre aspect de la question de l'exactitude concerne la marge d'erreur de l'évaluation. Cette marge dépendra dans une certaine mesure de la taille de l'échantillon et de la nature du bien évalué, mais elle restera nécessairement assez grande et incertaine, selon la méthode utilisée. De toute évidence, il est souhaitable d'obtenir un degré élevé d'exactitude lorsque l'évaluation vient appuyer des analyses coûts-avantages ou des évaluations des dommages environnementaux (voir par exemple Desvousges *et al.* 1993, Johnson *et al.* 2001). Cependant, il est raisonnable de penser que l'obtention d'un degré élevé d'exactitude est beaucoup moins préoccupante lorsque l'évaluation sert à la création de marchés. Comme indiqué plus haut, les études d'évaluation facilitent la mise en place de marchés de la biodiversité et fournissent des informations qui permettront l'adoption d'une stratégie optimale de création de marchés (réduction des conflits sur le marché, optimisation des bénéfices nets réalisables, etc.). En d'autres termes, l'évaluation dans le contexte de la création de marchés ne sert pas en soi à prendre une décision d'affectation, de sorte que l'incertitude liée à l'estimation des valeurs environnementales est moins problématique.

Coût des études d'évaluation environnementale

Les coûts de réalisation d'une évaluation actualisée constituent un autre motif de préoccupation. Certains (notamment Shavell, 1993) ont avancé que, souvent, les coûts de réalisation de l'étude peuvent dépasser ceux du

dommage lui-même, de sorte que l'exécution de l'évaluation elle-même ne répondrait pas aux critères de l'analyse coûts-avantages ! Cette constatation a conduit certains universitaires et responsables de l'action publique à approuver l'utilisation de techniques de *transfert des avantages*. Il s'agit d'un ensemble de méthodes permettant « d'estimer » la valeur d'un flux environnemental à partir d'estimations fournies par d'autres études conduites sur un flux similaire dans un autre contexte, une autre région et/ou à un autre moment. Il est évident que ces techniques permettent de faire d'importantes économies. Cependant, ces économies ont aussi un prix : un certain degré d'erreur s'attache aux valeurs « transférées ». Les méthodes de transfert d'avantages peuvent néanmoins présenter une grande utilité dans des contextes d'action publique, notamment dans le cas de la création de marchés, lorsque l'évaluation approximative des avantages économiques suffit pour se faire une idée de l'intérêt d'une mesure ou d'un projet.

Certains progrès ont été faits récemment pour remédier aux principaux inconvénients des méthodes de transfert des avantages. Premièrement, l'élaboration d'un protocole uniforme et acceptable par tous pour le transfert des avantages a fait l'objet d'importants travaux (voir Brouwer, 1999). Deuxièmement, la mise au point de vastes bases de données sur l'évaluation a beaucoup progressé¹.

Les informations fournies par les méthodes d'évaluation fondées sur la préférence déclarée peuvent grandement contribuer à l'élaboration des politiques car leur valeur dans la prise de décisions a été démontrée par le passé. Le problème consiste à déterminer quel poids leur donner dans différents contextes, alors que d'autres informations peuvent être disponibles. Pour cela, les responsables des politiques devraient interpréter et utiliser les informations fournies par ces techniques à la lumière de leurs limitations. Il est donc essentiel que les auteurs d'études d'évaluation fassent connaître les procédures et les méthodes qu'ils ont utilisées et rendent compte des obstacles qu'ils ont rencontrés².

Analyse

Ce chapitre visait à montrer que l'évaluation joue un rôle essentiel dans l'ensemble du processus de démonstration, d'appropriation et de partage des avantages de la création de marchés. Cependant, des économistes et des responsables des politiques ont avancé que le débat sur les valeurs économiques et l'évaluation *n'avait généralement pas d'intérêt* pour la création d'incitations à la conservation de la biodiversité. Ainsi, Heal (1999) affirme que les incitations sont essentielles à la conservation, mais que l'évaluation n'est pas nécessaire à la mise en place des bonnes incitations.

De tels points de vue semblent indiquer que les responsables des politiques peuvent se consacrer exclusivement à la conception et à la mise en œuvre de mécanismes d'incitation pour tirer parti de la valeur sans se préoccuper d'évaluation en soi, c'est-à-dire se concentrer sur les étapes d'appropriation et de partage des avantages de la création de marché. Pearce (2001) concède que ce raisonnement est techniquement correct et qu'on peut créer des incitations sans passer par l'étape d'évaluation du paradigme démonstration-appropriation-partage des avantages. Il soutient que ce raisonnement est similaire à celui du théorème de Baumol-Oates sur le moindre coût en matière de dépollution, selon lequel les responsables des politiques n'ont pas besoin de connaître la valeur (ou le coût) de la pollution pour adopter des incitations à lutter contre la pollution en réduisant les coûts (Baumol et Oates, 1988)³.

Beaucoup d'analystes pensent néanmoins que, compte tenu de la situation dans laquelle se trouvent de nombreux pays, qui manquent de fonds publics et doivent établir des priorités, l'évaluation est essentielle. Dans le processus de démonstration, d'appropriation et de partage des avantages que comporte la création de marchés à des fins de conservation de la biodiversité, elle a un rôle fondamental à jouer en montrant que les aspects non marchands de la biodiversité méritent l'attention des responsables des politiques pour leur valeur économique. Pearce (2001) affirme que les pressions qui conduisent à une réduction de la biodiversité sont si fortes que la probabilité que les responsables des politiques *mettent en place* des incitations sans *démontrer* la valeur économique de la biodiversité est beaucoup plus faible que si l'évaluation fait partie du processus. Par conséquent, l'évaluation (en fournissant une mesure de la valeur sociale totale de la ressource biologique) a pour effet d'encourager et de légitimer la mise en place d'incitations dès le départ. Beaucoup d'études d'évaluation cherchent à démontrer les avantages potentiels de la création de marchés pour la biodiversité. De nombreuses études explorent par exemple les avantages que pourrait avoir la création de marchés de bioprospection (Simpson et Craft, 1996 ; Rausser et Small, 1998 ; Simpson, 1998 ; etc.), de marchés de l'écotourisme (Fredman et Emmelin, 2001 ; Krug, 2001 ; Swanson, 2001 ; Navrud, 1994) et de marchés durables de produits forestiers (Pearce et al., 2003). Ces études revêtent une grande importance car elles démontrent la valeur des ressources de la biodiversité utilisées comme intrants dans la fourniture de biens privés (dans le cas de l'écotourisme par exemple) ou de biens publics (piégeage du carbone).

Notes

1. Voir par exemple les bases de données EVRI - Environmental Valuation Reference Inventory (<http://www.evri.ca/>) et ENVALUE (<http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>)
2. Cette forme d'échanges d'information est l'un des objectifs des banques de données d'évaluation en cours de création dans le cadre d'initiatives de renforcement des capacités environnementales (voir chapitre 6).
3. Pour d'autres arguments contre l'utilisation de l'évaluation dans la prise de décisions sur l'environnement, voir Pearce (1999).

Chapitre 5

Rôle direct des responsables de l'action publique incitations

Mettre en place des cadres juridiques et des régimes de la propriété, entre autres éléments essentiels, fait partie des missions essentielles des pouvoirs publics, mais il ne s'agit bien souvent que d'une première étape. Dans de nombreux domaines de l'action des pouvoirs publics, des améliorations doivent sans cesse être apportées aux dispositifs en place. Les mesures incitatives en faveur de la biodiversité jouent un rôle important dans l'internalisation de la valeur de celles-ci et concourent largement à provoquer des changements de comportement de par leurs incidences sur les choix économiques. En influant sur les prix (implicites ou explicites) dans diverses activités, les incitations sont à même d'engendrer des marchés en corrigeant le décalage entre la valeur privée et la valeur publique de la biodiversité et des biens et services qui s'y rapportent. Il est facile de créer des marchés au moyen de mesures incitatives, mais cela doit contribuer à remédier aux défaillances du marché tout en limitant au minimum les dépenses publiques. Étant donné que la crise des régimes de retraite et des systèmes de santé, entre autres grands dossiers, accapare déjà les pouvoirs publics, recourir aux marchés pour faire de la gestion de la biodiversité une activité autonome est une innovation nécessaire.

Employer les incitations pour créer des marchés

Dans le domaine de la création de marchés de la biodiversité, le rôle du responsable de l'action publique va au-delà de la mise en place des cadres juridiques nécessaires et du contrôle de leur application. En effet, assurer l'exploitation durable de la biodiversité nécessite aussi un effort considérable de mise en œuvre d'actions directes destinées à garantir le bon fonctionnement des marchés et leur développement.

Les incitations sont les principaux instruments dont disposent les pouvoirs publics pour y parvenir. Elles sont employées pour surmonter certains obstacles au démarrage des marchés ou pour renforcer l'efficacité des marchés naissants ou existants. Compte tenu du caractère de bien public de la biodiversité, les prix des biens et services qui découlent de celle-ci sont sous-évalués sur le marché (certains de leurs aspects ne sont pas pris en compte de manière endogène dans l'activité commerciale). Des mesures incitatives peuvent contribuer à atténuer ce problème à un coût raisonnable, soit en décourageant des activités qui reposent sur l'exploitation de la diversité biologique, soit en stimulant celles qui sont favorables à cette dernière. Par exemple, un prélèvement sur les ressources peut majorer leur prix d'un montant égal à la valeur publique de la biodiversité d'où elles sont extraites, ce qui dissuade d'exploiter celle-ci. De même, une aide financière en faveur d'un service assuré par un écosystème peut accroître la valeur de celui-ci (du montant de sa valeur publique) et, par voie de conséquence, encourager la préservation de la biodiversité.

Ces deux approches déterminent les principaux choix qui s'offrent aux responsables de l'action publique. Les instruments qui en relèvent appartiennent *grosso modo* à deux catégories : les *incitations positives* et les *mesures dissuasives*. De manière générale, les mesures d'incitation reposent sur le principe selon lequel le comportement des individus obéit à un certain degré de rationalité. En modifiant les choix auxquels ces individus sont confrontés, elles les encouragent à modifier leurs comportements. Chaque fois que l'action publique prend la forme d'une incitation, son objectif explicite doit être de modifier le prix des biens publics d'un montant équivalent à leur valeur publique. De ce point de vue, les incitations contribuent à soumettre les biens publics et les biens privés aux mêmes règles du jeu.

Compte tenu de l'ampleur des *incitations perverses* aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'OCDE, leur suppression peut être considérée comme une

forme de création de marché, puisqu'elle aussi modifie les prix relatifs. Les incitations de ce type causent des dommages d'autant plus graves que non seulement elles n'internalisent pas la dimension publique de la diversité biologique, mais, de surcroît, désavantagent les services que le secteur privé pourrait potentiellement assurer à partir de cette ressource. Dans le présent manuel, l'analyse est circonscrite à la sous-catégorie (au demeurant importante) des subventions préjudiciables. L'accent est mis sur les mesures que les pouvoirs publics peuvent prendre en faveur de la création de marchés dans le but d'atténuer certaines des répercussions des incitations perverses.

Incitations positives

Lorsque la valeur publique d'un bien ou d'un service dépasse sa valeur privée, une incitation positive peut se justifier dans la mesure où le gain procuré par la dépense publique excède le coût. Si, par exemple, le domaine d'un propriétaire foncier abrite un écosystème particulièrement exceptionnel auquel de nombreux individus attachent une valeur élevée, un concours financier public à la mesure de sa valeur publique se justifie. Il faut bien entendu, dans ce cas, que les pouvoirs publics soient à même de mesurer la valeur publique de l'écosystème en question (de façon à ce que le montant de l'aide ne lui soit pas supérieur). Comme nous le verrons plus loin, les modalités de versement de ces paiements peuvent encourager la formation de marchés et influencer sur le montant de la rente économique dont bénéficie le propriétaire foncier. En effet, pour qu'un propriétaire en possession d'un écosystème accepte une aide financière en contrepartie de son entretien, il faut que le montant de cette aide soit égal aux gains qu'il retirerait d'une autre activité sur son domaine. Néanmoins, la valeur publique de l'écosystème peut être supérieure à la valeur de la terre dans ces autres activités. Puisqu'il existe des techniques permettant de connaître le *prix de réserve* qu'accepterait le propriétaire pour entretenir l'écosystème concerné, il importe, dans le cadre de la création de marchés, de déterminer ce prix de manière à ce que la rente perçue par les bénéficiaires des aides soit limitée au minimum.

Paiements directs au titre des services de la biodiversité

Appleton (2002) examine l'utilisation d'incitations positives dans la protection du bassin hydrographique de Catskill, dans l'État de New York. Les autorités de la ville de New York ont décidé d'encourager les exploitations agricoles et les autres entreprises commerciales qui contribuaient à la dégradation de la qualité de l'eau à modifier leurs activités. Pour ce faire, elles ont versé des paiements à celles qui étaient prêtes à participer à la réduction de leur impact sur le bassin hydrographique. Ces aides compensaient le manque à gagner, de telle sorte que les agriculteurs acceptent de « fournir » les services environnementaux demandés : un marché s'est ainsi créé pour ces services.

Pour la ville, le montant total des aides financières était très inférieur au coût qu'aurait supposé la construction d'installations supplémentaires de traitement de l'eau. En outre, les droits (de propriété) des agriculteurs se trouvent par la même occasion reconnus. La ville aurait pu essayé de demander à un niveau supérieur d'administration de durcir les réglementations sur les pratiques agricoles, de manière à ce que soient interdites certaines activités portant atteinte au bassin. De nombreux exploitants en auraient subi les conséquences et certains auraient peut-être estimé que l'agriculture n'était plus viable. Les utilisateurs de l'eau (plus nombreux) auraient bénéficié de l'opération, mais au détriment des agriculteurs (moins nombreux). A New York, en rémunérant les exploitants, les pouvoirs publics ont pris acte du fait que ceux-ci possédaient certains droits sur l'eau et méritaient d'être dédommagés.

Dans cet exemple, le maintien du bassin hydrographique dans un état plus proche de son état naturel bénéficie à la diversité biologique. Ici, les autorités publiques ont directement créé un marché en achetant des services qui, habituellement, ne donnent pas lieu à des transactions. Créer les conditions qui encouragent cette rétribution ou les échanges de certains droits fait aussi partie des activités de création de marché. Les démonstrations de l'utilité des marchés, comme à New York, parallèlement à la définition rigoureuse de droits de propriété, contribuent de manière générale à créer les conditions nécessaires à l'essor de marchés favorables à la biodiversité.

Paielements indirects au titre des services de la biodiversité

Dans plusieurs pays, les pouvoirs publics accordent de manière indirecte des paiements au titre des services de la biodiversité, par le biais de mesures fiscales qui encouragent la préservation du milieu et son exploitation durable. L'une des démarches les plus probantes consiste à restreindre l'utilisation économique des terres (par la voie d'une servitude ou de la constitution d'une zone protégée). L'organisation The Nature Conservancy, par exemple, œuvre dans plusieurs pays de l'OCDE, où elle milite pour que soient accordés des avantages fiscaux en contrepartie de la limitation du développement foncier. Dans certains pays, elle a le statut d'organisation caritative, en vertu de quoi les servitudes qui lui sont concédées sont déductibles des impôts.

Paielements au titre d'espèces en danger

Les marchés donnent aussi des résultats dans le cas des « indemnités » en faveur de la protection d'espèces rares ou en danger. Ce mécanisme consiste à rétribuer des particuliers ou des entreprises pour qu'ils abritent des couples reproducteurs d'espèces définies. Par exemple, des propriétaires fonciers reçoivent ainsi 5 000 USD par couple de loups présent sur leur domaine (Defenders of Wildlife, Washington). Ce système a également permis de créer un marché des espèces en danger (pics à face blanche, par exemple), sur lequel

les couples reproducteurs peuvent atteindre une valeur très élevée dans le cadre des échanges de crédits de conservation (Environmental Defense, 1999 ; voir aussi <http://www.environmentaldefense.org/article.cfm?ContentID=2664>).

Le programme autrichien de conservation génétique fournit un autre exemple de paiement au titre de la protection d'espèces en danger. Dans ce cadre, des subventions sont versées aux éleveurs qui évitent les problèmes de consanguinité en contrôlant les accouplements et en génotypant leurs reproducteurs. Sous l'effet de ce dispositif, le « mouton des forêts » autrichien, race considérée comme très menacée dans le pays, est désormais exploité commercialement. Bien que sa viande ait toujours été très prisée, cela ne suffisait pas à assurer sa préservation et les effectifs ne cessaient de diminuer. Cette race a suscité un regain d'intérêt lorsque l'on s'est aperçu que l'évolution des pratiques agricoles conduisait à la disparition de certains écosystèmes et à la diminution de la diversité biologique. Des prairies et des champs étaient

Encadré 5.1. Paiements directs et indirects au titre des espèces en danger

Au Texas, où l'on trouve de nombreuses espèces rares (les autorités fédérales en dénombraient soixante-quatorze début 2000) et où 79 % des terres appartiennent à des propriétaires privés, le rôle de ces derniers dans la conservation est essentiel. Pour encourager les propriétaires fonciers à contribuer à la préservation des espèces en péril, les pouvoirs publics de l'État ont donc mis en place un dispositif appelé Landowner Incentive Program (LIP).^{*} Celui-ci est administré par le Service des parcs et de la faune et de la flore sauvages du Texas (TPWD).

Dans le cadre du LIP, des fonds sont accordés aux propriétaires terriens qui acceptent d'appliquer, sur leurs terres, des mesures en faveur d'au moins une espèce rare ou de son habitat. Ces mesures consistent à rétablir la végétation d'origine, à pratiquer les brûlages contrôlés (utiles aux espèces tributaires d'habitats régénérés par les incendies) et à protéger les habitats, par exemple en interdisant l'accès à des grottes ou en installant des clôtures. Les fonds sont débloqués une fois que le propriétaire et le TPWD ont signé une convention.

Le TPWD propose également aux propriétaires qui protègent la faune et la flore naturelles d'estimer leur propriété à la valeur des terres agricoles. Dans la mesure où celle-ci est souvent très inférieure à la valeur marchande réelle, cela permet aux personnes concernées de payer moins d'impôts. Il s'agit donc d'une subvention implicite de l'État.

^{*} Voir www.tpwd.state.tx.us/conservation/lip/lip.htm.

Source : Environmental Defense.

convertis aux grandes cultures ou transformés en terrains à bâtir, et, dans d'autres secteurs, la biodiversité originelle des prairies était difficile à maintenir sans l'appui d'un brouteur en élevage extensif. Or, le « mouton des forêts » se révélait idéal dans cette fonction. Le tweed fabriqué à partir de sa laine a trouvé de nouveaux débouchés, d'où la mise en place d'un marché (Berger, 2003), ce qui a définitivement fait pencher la balance en sa faveur. Par la même occasion, les écosystèmes de prairie s'en trouvent préservés.

Paiements fondés sur les résultats

Il y a également rétribution des résultats obtenus lorsque les pouvoirs publics achètent à un prestataire soit privé, soit public des services à caractère public. Les exemples sont plus nombreux dans le premier cas, mais il en existe aussi dans le deuxième. Les achats de services publics auxquels procèdent les pouvoirs publics dans un parc public en sont une illustration. Le mécanisme employé pour effectuer ces paiements peut avoir une incidence non négligeable sur l'efficacité économique des activités pratiquées pour obtenir les résultats relatifs à la biodiversité. La simple « mise aux enchères » du droit de recevoir une aide financière en échange de services en rapport avec la diversité biologique peut être un bon moyen de garantir aux pouvoirs publics que la valeur des prestations sera optimale au regard de la dépense. Le programme « Bush Tender », en Australie (encadré 5.2) et le Programme de mise en réserve des terres fragiles, aux États-Unis, en sont des exemples.

Paiements au titre de résultats spécifiques

Les paiements au titre des espèces en danger sont des exemples de mesures qui s'appuient sur des incitations pour créer des marchés qui bénéficient à la biodiversité. Toutefois, les mesures de ce type ciblent une espèce précise dans une zone particulière, bien définie. D'autres paiements fondés sur les résultats pourraient être subordonnés à un niveau ou un type de végétation à obtenir dans un secteur donné, à la diversification des espèces animales et l'augmentation de leurs effectifs ou à bien d'autres objectifs encore. Un paiement accordé à la condition de maintenir à un niveau donné l'aire de répartition d'une espèce prédéterminée en est un exemple simple.

Des mesures un peu plus complexes, et plus étroitement liées à des indicateurs plus larges de la biodiversité, sont également envisageables. D'ores et déjà nombreux, les indicateurs de ce type sont à même de fournir des informations susceptibles de les rendre utiles aux pouvoirs publics. Dans ce contexte, ils seraient à la base de la formation de marchés autour des paiements que les pouvoirs publics proposeraient en échange du maintien d'un indicateur à un niveau donné. Les paiements au titre de résultats spécifiques sont des récompenses après coup, attribuées à la condition que le résultat recherché soit atteint. Dans ces circonstances, le bénéficiaire potentiel

Encadré 5.2. Programme Bush Tender

En Australie, les pouvoirs publics recourent à divers mécanismes pour assurer la préservation de la diversité biologique sur les propriétés privées. Par exemple, un programme pilote appelé BushTender a été lancé dans l'état de Victoria pour étudier la possibilité d'employer un mécanisme commercial (l'adjudication) dans le but d'attribuer des ressources publiques aux actions privées de conservation.

Dans deux régions de l'état de Victoria (Nord-Est et Centre-Nord), les pouvoirs publics ont mis aux enchères des « contrats de préservation de la biodiversité ». Les régions en question se caractérisent par des zones dites de « plaines de savane arborée », de « savanes arborées » et de « forêts d'eucalyptus ». Les écosystèmes propres à ces zones s'étendaient par le passé sur 300 000 km² dans le Nord de l'état, mais 83 % de cette superficie ont été défrichés et fragmentés pour les besoins de l'agriculture, de l'urbanisation, des mines d'or et de l'approvisionnement en bois de chauffage. Aujourd'hui, moins de 2 % des plaines de savane arborée, 7 % des savanes arborées et 50 % des forêts d'eucalyptus demeurent dans leur état d'origine.

Pour commencer, chaque site devant faire l'objet d'une offre a été évalué. L'importance de chacun d'eux a été mesurée en fonction de son type de végétation et de la contribution que pourraient apporter à la préservation de la biodiversité les mesures proposées par les propriétaires. Des écologistes ont mis au point un système de notation de la diversité biologique, de manière à coter chaque site en fonction de l'intérêt de sa conservation. De même, un système de notation des actions en faveur des habitats a été conçu pour mesurer, en termes quantitatifs, les améliorations de la biodiversité proposées par les propriétaires. Conjuguées, ces deux notes qualifiaient « l'offre » de chaque propriétaire.

Ensuite, les propriétaires ont soumis une demande de dédommagement d'un montant donné en échange du maintien de la biodiversité sur leur propriété et les pouvoirs publics ont accepté ou non de payer le prix demandé en fondant leur jugement sur les notes attribuées au site. Dans le cadre de ce projet expérimental, les autorités ont décidé d'accepter toutes les offres jusqu'à ce que soient épuisés les fonds affectés à l'opération. Cependant, les propriétaires n'avaient connaissance que d'une partie de leur note. De la sorte, leur marge de manœuvre était réduite et ils étaient contraints de limiter leur prix au niveau du coût d'opportunité des mesures qu'ils proposaient. En créant cette asymétrie d'information et en demandant aux propriétaires de soumettre leurs offres individuellement, les pouvoirs publics ont maintenu le coût total à un niveau très inférieur à celui qu'il aurait atteint avec d'autres systèmes, notamment parce que, chaque offre correspondant à une parcelle, le prix par unité de biodiversité pouvait varier considérablement en fonction du coût d'opportunité pour chaque propriétaire.

Source : Stoneham, Chaudhri, Ha et Strappazon (2003).

encourt un risque. De toute évidence, beaucoup de variations sur le thème des paiements fondés sur des indicateurs de diversité biologique sont envisageables et méritent d'être étudiées. En particulier, des travaux pourraient être consacrés aux liens entre divers indicateurs et différentes formes de paiements, dans l'optique de déterminer les circonstances dans lesquelles un système particulier s'imposerait de préférence aux autres.

Mise aux enchères des paiements

Le Programme de mise en réserve des terres (CRP), aux États-Unis, ainsi que le programme Natura 2000, dans l'UE, sont des exemples de dispositifs de paiements directs au titre de la diversité biologique (qui créent des marchés à partir des résultats recherchés). Dans le cas du CRP, les marchés en question font davantage appel au principe des enchères, ce qui permet de gagner en efficience, puisque l'offre la plus intéressante est censée indiquer le gain le plus élevé en termes de bien-être social. À l'origine, le CRP a été mis en place par les pouvoirs publics des États-Unis pour limiter la production agricole, dans le but de soutenir les prix des produits. Il a pris de l'importance à la faveur des réformes successives des règles du commerce mondial. Les Accords de l'OMC, par exemple, ont institué différentes catégories de mesures de soutien à l'agriculture, classées en fonction des distorsions des échanges qu'elles sont susceptibles d'entraîner. Dans ce cadre, celles qui ne sont pas liées au volume des intrants ou de la production sont jugées acceptables et les États sont encouragés à découpler les aides existantes. Cela s'est traduit par des réformes substantielles des aides agricoles en faveur des aménités environnementales qui ne sont liées ni aux intrants, ni à la production. À mesure qu'évoluait le CRP, les paiements accordés ont été de plus en plus étroitement subordonnés à des niveaux déterminés de performances que les pouvoirs publics « achètent ». L'indicateur employé pour mesurer ces performances est un « indice des avantages environnementaux », qui permet de noter les services offerts. En fait, cet indice fonctionne comme un indicateur monétisé de la biodiversité.

Les pouvoirs publics proposent aux agriculteurs des paiements subordonnés à un niveau de performances (mesuré à l'aide de l'indice des avantages environnementaux) et, de leur côté, les agriculteurs présentent un « offre » de résultats agro-environnementaux en échange de ces paiements. Autrement dit, les paiements sont mis aux enchères et les exploitants soumettent des offres pour obtenir le droit d'en bénéficier. Si les conditions nécessaires sont réunies, ce système garantit aux pouvoirs publics que la valeur des prestations sera optimale au regard de la dépense, car il optimise l'indice des avantages environnementaux obtenu. L'offre doit nécessairement décrire les mesures particulières que l'agriculteur mettra en œuvre en échange du paiement. Dans la mesure où les conditions sont généralement très différentes d'une exploitation à l'autre, l'indice doit être défini de manière à rendre compte

des caractéristiques importantes de ces disparités. Le programme Bush Tender, en Australie, est fondé sur le même principe.

Toujours dans la même optique, une autre formule consiste à mettre aux enchères des obligations qui ouvrent le droit au paiement. Dans ce cas, le lien entre le prestataire du paiement (en général, les pouvoirs publics, mais pas nécessairement) et le prestataire du service comporte un maillon supplémentaire. Mettre une obligation aux enchères revient à s'engager à verser un paiement à une date ultérieure. Si le respect de cet engagement est subordonné à un résultat spécifique, l'obligation matérialise la promesse de payer son titulaire (personne physique ou morale) en échange de l'obtention de ce résultat. Pour comprendre les incidences d'un dispositif de ce type, prenons l'exemple d'un gouvernement qui souhaite obtenir un résultat déterminé dans le domaine de la biodiversité (par exemple, créer et maintenir un écosystème particulier pendant un certain temps). Il se peut qu'il manque d'informations sur le coût que cela implique. Toutefois, il peut procéder à des évaluations et constater que, aux yeux des citoyens, le résultat recherché a une valeur d'un million d'euros environ. Dans ce cas, il peut émettre une obligation assortie de la promesse de verser un million d'euros à une date ultérieure si les objectifs concernant l'écosystème sont atteints. Une fois que cette obligation est émise, le gouvernement peut se contenter de suivre les résultats obtenus au fil du temps pour déterminer si le paiement doit être versé au titulaire. De leur côté, des particuliers et des entreprises soumettent des offres pour obtenir l'obligation, en s'appuyant sur leur estimation du coût que suppose l'obtention du résultat. Ceux qui considèrent que ce coût sera supérieur à la valeur de l'obligation s'abstiennent de soumissionner. Cependant, si une entreprise estime qu'il lui en coûtera 800 000 EUR, elle peut proposer jusqu'à 200 000 EUR pour l'obligation. Les offres elles-mêmes apportent beaucoup d'informations au sujet des coûts, et donnent au gouvernement la possibilité d'observer les acteurs du marché et ainsi d'ajuster la valeur des obligations émises ultérieurement. Le principal avantage d'une obligation de ce type est qu'elle limite au minimum les informations dont le gouvernement a besoin au sujet des moyens à mettre en œuvre pour obtenir le résultat. Il lui suffit de connaître les préférences de ses administrés et ce qu'ils sont prêts à payer pour le résultat. Par ailleurs, la transparence de la procédure d'adjudication est censée garantir que le prix acquitté par le gouvernement est raisonnable (normalement, les mécanismes de mise en concurrence empêchent les marges bénéficiaires excessives). Quoi qu'il en soit, dans la mesure où l'obligation devra être réémise, il sera alors possible de faire mieux concorder sa valeur avec les coûts réels de l'entreprise adjudicataire. L'encadré 5.3 donne d'autres précisions sur le système des obligations.

Bien que les paiements de ce type soient encore peu employés, ils pourraient se développer à l'avenir.

Encadré 5.3. **Obligations liées à des objectifs environnementaux**

Les obligations liées à des objectifs environnementaux sont des instruments financiers conçus pour faire participer les marchés financiers à la réalisation des objectifs environnementaux. Elles pourraient être garanties par les pouvoirs publics ou par le secteur privé. Elles ne rapporteraient pas d'intérêts et seraient remboursables, à hauteur d'une somme fixe, à la condition qu'un objectif environnemental prédéterminé ait été atteint.

Dans un premier temps, une obligation serait adjugée à l'enchère la plus élevée, après quoi elle pourrait être échangée librement à tout moment jusqu'à la date de remboursement. Elle serait vendue et achetée exactement comme des obligations ou des actions ordinaires. Plus on se rapprocherait de l'objectif fixé, plus le prix de l'obligation serait élevé. C'est cette augmentation de la valeur qui inciterait les acteurs du marché non seulement à détenir des obligations mais aussi à contribuer à la réalisation des objectifs.

Le mécanisme a pour effet de confier la réalisation des objectifs environnementaux poursuivis au secteur privé. Toutefois, ce sont les pouvoirs publics, émetteurs des obligations, qui définissent les objectifs et qui sont en dernier ressort la source de financement de leur réalisation.

Cependant, des particuliers ou des entreprises pourraient eux aussi garantir des obligations. Des organisations non gouvernementales de défense de l'environnement pourraient également émettre des obligations, remboursables une fois atteint l'objectif qu'elles auraient fixé.

Le marché de ces obligations apporterait des informations précieuses sur les coûts totaux et marginaux de la réalisation des objectifs. Outre leur rapport coût-efficacité satisfaisant, ces titres subordonneraient inextricablement la rémunération aux résultats, car ils ne seraient remboursés qu'une fois atteint l'objectif défini.

Source : Horesh (2000).

Paiements au titre des services assurés par les écosystèmes

La biodiversité assure un grand nombre de services qui, pour l'instant, ne font pas l'objet de transactions sur un marché, de sorte qu'ils ne sont pas valorisés au sens économique. La création de marchés est donc, en l'occurrence, une manière de faire en sorte que les services rendus soient rémunérés. La mission des pouvoirs publics, dans ce cas, consiste à mettre en place le cadre dans lequel les services seront commercialisés. En ce qui concerne les biens économiques classiques, le marché concurrentiel tend à établir les prix des biens et des services au niveau du coût des matières premières majoré de la

valeur ajoutée par le travail et le capital. En revanche, dans le cas des services écologiques, ces quantités ne sont pas nécessairement mesurables. La question est donc : comment déterminer le prix des services écologiques (si l'on suppose que d'autres utilisations de l'écosystème ont une valeur inférieure) ? La solution la plus évidente consiste à le fixer au niveau nécessaire pour assurer la conservation de la ressource, autrement dit au niveau qui engendre une demande compatible avec une exploitation viable à long terme, et qui permet de financer les interventions nécessaires à l'entretien.

Cela dit, les circonstances à prendre en compte dans les politiques relatives aux services écologiques sont souvent plus complexes. Prenons l'exemple d'un bassin hydrographique qui met les agriculteurs à l'abri de la sécheresse en leur permettant de résister à des périodes plus ou moins longues de faibles précipitations. Si ce bassin relève d'une zone qui reçoit des fonds publics ou qui est entretenue grâce à des fonds publics, non seulement il fournit un service public à des individus qui bénéficient de prestations non monétaires, mais il assure également un gain privé aux agriculteurs en aval. Dans la pratique, ce gain est mesurable et pourrait donc être soumis à une taxe (Pattanayak, 1997). Précisons toutefois que, comme les avantages profitent à l'ensemble de la population, le bassin hydrographique doit dans une certaine mesure être financé par les fonds publics. Cependant, les avantages privés devraient aussi être la source de contributions à l'exploitation et à l'entretien du bassin.

Pour exploiter ce potentiel, il est nécessaire de procéder à une analyse approfondie des services qui sont fournis par la nature (et d'en estimer la valeur), dans l'optique de les intégrer au marché. Pour voir à quel point les interactions peuvent être fortes, prenons l'exemple de la sylviculture. Dans la plupart des cas, elle n'est pas compétitive par rapport à l'agriculture classique. Cependant, elle devient plus rentable lorsqu'à la valeur du bois s'ajoutent des paiements versés au titre d'autres services tels que la conservation des sols (Pattanayak, 1997). Dès lors que le prix de marché des biens reflète leur contribution marginale à la valeur économique totale², la conservation de la biodiversité devient compatible avec une amélioration des résultats économiques. Établir des liens entre les services que fournit la nature et l'économie est un objectif auquel d'aucuns ont commencé de s'atteler. Bien que ces travaux n'en soient qu'à leurs balbutiements, il existe des exemples d'essais de description rigoureuse des rouages des mécanismes d'internalisation des services assurés par la biodiversité (Cork et al., 2001, entre autres).

Les paiements au titre des services environnementaux donnent par ailleurs la possibilité de financer directement la diversité biologique en assurant un flux financier direct à destination des prestataires. Par exemple, aux États-Unis, il existe des contrats qui soumettent l'utilisation des terres à certaines conditions, moyennant des aides financières, dans le but d'assurer

la qualité de l'eau (Heal, 2000). Du point de vue de la biodiversité, les avantages sont indirects, mais significatifs. En incitant à laisser certains secteurs dans un état plus propice à la diversité biologique, ces paiements créent des marchés qui vont dans le sens des objectifs à long terme dans ce domaine. Il existe des dispositifs de ce type, à plus petite échelle, dans de nombreuses parties du monde. Ainsi, en Colombie, le Plan vert vise à encourager la fourniture de services écologiques hydrographiques : des paiements directs sont versés aux agriculteurs pour qu'ils pratiquent le reboisement et procèdent à la restauration écologique des écosystèmes, mangroves et cours d'eau essentiels qui ont souffert des feux de forêt. Ce dispositif est financé par des ressources nationales. Entre 1999 et 2002, 1 000 km² ont ainsi été remis en état au total. Les bénéficiaires des paiements

Encadré 5.4. Paiements au titre de services environnementaux au Costa Rica

Depuis 1997, les pouvoirs publics du Costa Rica ont institué un système de paiements directs au titre des services environnementaux. Dans le cadre de ce dispositif, des paiements sont versés aux exploitants qui limitent leurs activités à certaines utilisations des terres (nouvelles plantations, exploitation durable de la forêt, conservation des forêts naturelles, entre autres). Le financement est assuré par l'État, la Banque mondiale et le FEM. Ce mécanisme de financement est compatible avec le fort caractère de bien public des services assurés.

Résultats

A la mi-2000, plus de 2 000 km² de forêts étaient couverts par le programme, pour un coût de quelque 47 millions d'USD. Les paiements moyens oscillent en moyenne entre 3 500 et 4 000 USD par km² protégé et par an. A ce niveau de dédommagement, le nombre de souscripteurs a été largement excédentaire, ce qui montre que les paiements sont beaucoup plus élevés que le coût d'opportunité pour les agriculteurs. Le programme semble donner de très bons résultats, aussi bien du point de vue de la protection de l'environnement que du point de vue du développement. Certaines questions concernant l'efficacité économique mériteraient néanmoins d'être étudiées à l'avenir (équilibre des coûts marginaux et des avantages marginaux).

Perspectives

Pour que ces incitations soient efficaces à long terme, il faut que les paiements soient maintenus. Dans la mesure où tous les participants, au Costa Rica, continuent de les percevoir dans le cadre de leur contrat de cinq ans, il est trop tôt pour tirer des conclusions sur la durabilité du programme à longue échéance.

Source : Pagiola et Platais (2001).

sont tenus de maintenir l'intégrité écologique des terres concernées pendant une période de dix ans (Becerra, 2001). Des mécanismes analogues ont été conçus dans plusieurs pays pour protéger les sols (Pagiola, 1999).

Mesures dissuasives

Les mesures dissuasives grèvent les coûts des activités qui ont un incidence sur la diversité biologique, dans le but d'encourager d'autres activités (moins préjudiciables). Pour les justifier, les pouvoirs publics s'appuient sur le fait que les prix des biens issus de la biodiversité sont inférieurs à leur valeur (compte tenu des caractéristiques de biens publics) et que les majorer contribue à soumettre ces biens et services aux mêmes règles que les autres. On trouve dans Castro (2001) un exemple dans lequel les tarifs de l'eau sont définis de manière à décourager les utilisations qui présentent peu d'intérêt et à soutenir la récupération de zones où la nature joue un rôle de filtre. En l'occurrence, le prix de l'eau a été augmenté (mesure dissuasive) de manière à accroître son coût en proportion des dommages causés au bassin hydrographique. Certaines activités, préjudiciables, sont ainsi devenues moins attractives que d'autres, qui respectent la biodiversité. Les recettes permettent également aux pouvoirs publics de financer des services d'entretien du bassin.

Droits, redevances et écotaxes

Conjuguées à d'autres dispositions, les mesures dissuasives peuvent faire partie intégrante d'un programme de création de marchés. Elles permettent de faire payer les utilisateurs et d'employer les recettes ainsi obtenues pour maintenir un service. La chasse et la pêche au gros sont des exemples classiques, mais il en existe d'autres. Il y a création d'un marché du fait que les utilisateurs sont amenés à « acheter » des services auxquels ils n'auraient pas accès autrement. Voici quelques exemples :

- Dans les activités forestières, redevances et amendes pour non-conformité, destinées à assurer que l'exploitation de la forêt est compatible avec le principe de durabilité (Barde et Braathen, 2002) ; les recettes sont employées pour assurer des services de soutien ou apparentés ;
- droits de pêche ou de chasse (tels que ceux que perçoivent International Paper ou d'autres exploitants forestiers privés en échange de l'autorisation de chasser sur les terres dont ils sont détenteurs) ;
- redevances au titre des prélèvements opérés dans les eaux souterraines (OCDE, 2003), dans le but de financer les services en rapport ;
- redevances sur :
 - ❖ l'exploitation de sites sensibles (dans le Parc de la grande barrière de corail, par exemple, le produit de la redevance est supérieur à 500 millions d'USD par an) ;

- ❖ la chasse ou la pêche, limitée et étroitement surveillée, d'espèces menacées (programme CAMPFIRE au Zimbabwe) ;
- ❖ le tourisme dans les parcs naturels (Lindberg, 2003).

Mesures réglementaires

Les mesures réglementaires assorties d'objectifs déterminés peuvent également être considérées comme des mesures dissuasives, car, en général, leur non-respect a des conséquences préjudiciables.

Selon leurs modalités de mise en œuvre, les réglementations peuvent entraîner, indirectement, la création de marchés. Une application souple permet en effet aux individus imaginatifs d'y adhérer en faisant preuve de créativité. Nous avons évoqué plus haut, pour donner un exemple de flexibilité géographique, le système de compensation destiné à préserver les zones humides aux États-Unis. Mais ce dernier montre aussi que, appliquées avec souplesse, les réglementations peuvent conduire à la création de marchés. A la différence d'autres réglementations environnementales rédigées et appliquées de manière très stricte, ce dispositif, qui vise à enrayer la disparition des zones humides, est défini et mis en œuvre de telle sorte qu'il est possible de rechercher le moyen d'atteindre les objectifs au plus bas coût possible. Dans la mesure où le but est d'éviter une diminution de la superficie totale des zones humides, les administrateurs locaux autorisent les compensations. Ainsi, les promoteurs locaux peuvent dégrader une zone humide dans un secteur, à condition qu'ils compensent cette perte en aménageant une zone humide équivalente non loin de là. Il convient de noter que le texte de la réglementation ne prévoit aucunement ce type de contrepartie. Les administrateurs de l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis ont en l'occurrence fait preuve de souplesse pour ouvrir la voie à des solutions créatives³.

Il a déjà été dit ailleurs que, en général, les mesures réglementaires sont moins flexibles que les mesures économiques. Du fait qu'elles sont souvent plus précises, elles laisseraient moins de latitude aux sujets de la réglementation. L'exemple qui précède montre qu'il convient de nuancer ce propos. En outre, les mesures économiques, bien que flexibles, peuvent imposer de mettre en place des structures institutionnelles qui entraînent des coûts de transaction, d'information ou autres, caractéristiques du fonctionnement des marchés. Dans certains cas, ces coûts peuvent être très élevés. Dans le contexte de l'environnement, les cas où les sources de pollution sont petites et dispersées et où, *a priori*, les coûts marginaux de réduction de la pollution de chacune d'elles ont de fortes chances d'être similaires constituent à cet égard un exemple typique. Les instruments fondés sur le marché, dans ces cas, risquent d'engendrer davantage de coûts d'administration qu'une simple mesure réglementaire. En l'occurrence, il est plus efficace, au regard des coûts, de limiter la pollution par la voie d'une réglementation qu'en imposant aux pollueurs des

mesures dissuasives à caractère financier. Peut-être la solution la plus efficace, par rapport à son coût, consisterait-elle à trouver des manières créatives de conjuguer mesures réglementaires et mesures fondées sur le marché, comme l'illustre l'exemple de la protection des zones humides aux États-Unis.

Suppression des subventions préjudiciables

La réflexion sur la création de marchés de la biodiversité doit prendre en considération les obstacles qui empêchent les marchés de se former ou de fonctionner efficacement. Il arrive parfois que les biens et services respectueux de la biodiversité soient désavantagés par des incitations particulières. Dans la mesure où la réforme (ou la suppression) des subventions préjudiciables peut entraîner immédiatement la création de marchés, elle devrait être intégrée aux stratégies de création de marchés.

De par leurs conséquences imprévues, les mesures prises dans le cadre de la politique industrielle pour stimuler le développement économique de certains secteurs d'activité constituent une source importante de subventions préjudiciables. Une mesure d'incitation applicable dans un secteur donné a toujours des implications au-delà de celui-ci⁴. Les pouvoirs publics s'efforcent de tenir compte dans toute la mesure du possible des diverses conséquences lorsqu'ils conçoivent ou mettent en œuvre une disposition. Néanmoins, l'analyse préalable des mesures envisagées permet rarement de prévoir bon nombre des effets qui se manifesteront une fois ces mesures en vigueur. Leur mise en œuvre concrète réserve toujours des surprises. Beaucoup des effets imprévus peuvent altérer sensiblement les avantages nets attendus. Les mesures incitatives mises en œuvre dans des secteurs tels que l'agriculture et la sylviculture peuvent, par exemple, avoir un impact sur la biodiversité en entraînant la surexploitation d'éléments de l'environnement qui lui sont nécessaires. Étant donné l'importance attachée à la diversité biologique et à la qualité de l'environnement, l'impact négatif sur ces deux paramètres est parfois si grand que le bilan de la politique suivie est globalement négatif. En d'autres termes, si tous ses effets avaient été anticipés dès le départ, la politique en question aurait probablement été mise en œuvre de manière sensiblement différente, voire abandonnée. Les incitations sont dites « perverses » lorsqu'elles sont préjudiciables à la biodiversité et sont économiquement inefficaces, en ce sens que d'autres mesures auraient pu permettre d'atteindre les mêmes objectifs sans rejaillir sur la biodiversité. Les incitations perverses qui prennent la forme de *subventions* sont particulièrement regrettables car, en l'occurrence, ce sont les pouvoirs publics qui *financent* une activité qui porte préjudice au bien-être de la collectivité.

Comme l'ont montré les réformes adoptées en Nouvelle-Zélande (encadré 5.5), supprimer les subventions préjudiciables peut favoriser les

Encadré 5.5. Subventions préjudiciables : agriculture

Les dispositions prises par les pouvoirs publics pour résoudre les problèmes environnementaux imputables à l'agriculture peuvent être sapées par celles qui encouragent l'intensification des activités agricoles. L'approche du gouvernement néo-zélandais, en ce qui concerne l'agriculture et ses effets sur l'environnement, consiste à veiller à la cohérence de son action, de manière à ce que la gestion du milieu naturel ne soit pas compromise par des mesures financées par l'État.

Au milieu des années 80, la Nouvelle-Zélande a supprimé un large éventail de mesures de soutien en faveur de l'agriculture, notamment : les prix minimums de la laine, de la viande bovine, de la viande ovine et des produits laitiers ; les crédits pour la mise en valeur des terres ; les subventions en faveur des engrais et de l'irrigation ; et les prêts bonifiés. Les subventions de l'État concernant la conservation des sols, la prévention des inondations et les réseaux de drainage ont elles aussi été en grande partie éliminées. Ces aides ont été supprimées avant tout pour des raisons économiques, dans le cadre de réformes macroéconomiques.

Par la suite, le cheptel s'est réduit et la consommation d'engrais et de pesticides a diminué, mais les activités de boisement ont augmenté car la rentabilité de la foresterie a progressé. Il semble également que les activités faisant appel à l'irrigation se soient stabilisées sous l'effet de la suppression du soutien dont elles bénéficiaient auparavant. La conversion de forêts, naturelles ou non, en exploitations agricoles a pratiquement cessé, de même que la construction de nouveaux réseaux d'irrigation et de drainage. Tous ces changements diminuent les risques de dégradation des terres fragiles et de pollution de l'eau en dehors des exploitations.

Source : MAF Policy (1996).

marchés en éliminant les distorsions susceptibles de conduire à la surexploitation des ressources naturelles et de la biodiversité.

Interactions et mesures incitatives

La nécessité d'accorder une attention soutenue aux différentes mesures d'incitation et à leurs effets est soulignée par les interactions qui associent les politiques et l'activité économique. Cependant, obtenir une amélioration des résultats économiques moyennant une refonte des subventions ne garantit pas, en soi, que cette amélioration s'inscrira dans la durée. Si les subventions ne sont révisées qu'une fois, d'autres peuvent être versées par la suite et éroder peu à peu les progrès accomplis auparavant. L'instauration d'un mécanisme d'examen de toutes les nouvelles subventions s'impose, afin

d'évaluer leurs effets potentiels sur la biodiversité avant qu'elles ne soient mises en œuvre. Dans la mesure où bon nombre des répercussions des subventions existantes n'ont pas été prévues au moment où ces mesures ont été conçues, il faut également procéder à des bilans réguliers des dispositions adoptées antérieurement. Ce faisant, on s'assure que l'objectif poursuivi au départ reste utile à la collectivité et que l'évaluation des impacts sur les écosystèmes s'appuie sur les connaissances les plus récentes.

Les subventions préjudiciables et leurs impacts

Pour mettre en évidence la façon dont les subventions préjudiciables portent atteinte à la biodiversité et pénalisent les marchés potentiels, il faut les considérer secteur par secteur. Les sous-sections suivantes sont donc consacrées à six secteurs économiques où le lien entre économie et biodiversité est particulièrement fort. Il convient d'insister dès maintenant sur le fait que, le plus souvent, l'ampleur d'une activité donnée a une incidence directe sur son impact sur la biodiversité. Par exemple, une politique qui entraîne l'expansion géographique de secteurs économiques tels que l'agriculture, l'exploitation forestière ou la pêche est une source importante de diminution de la diversité biologique.

Agriculture

On trouve parmi les subventions les plus importantes celles qui sont accordées sur la base de la production, en fonction de la superficie ou du nombre d'animaux, ou au titre de la consommation d'intrants. Dans la terminologie de l'Accord d'Uruguay sur l'agriculture, il s'agit des mesures de soutien entrant dans les catégories *orange* et *bleue*. Ces paiements ont tendance à encourager les pratiques agricoles qui ne sont pas viables à long terme ou qui ont des effets préjudiciables à l'environnement à l'extérieur des exploitations. Réduire les subventions subordonnées à la production ou aux intrants peut entraîner la création de marchés plus respectueux de la biodiversité. De plus, toute subvention favorisant l'agriculture conventionnellement au détriment d'autres pratiques (agriculture biologique, par exemple) porte atteinte à la biodiversité, sans nécessairement accroître la production agricole (Jones, 2003).

En Nouvelle-Zélande, la réduction des subventions s'est traduite par un vaste redéploiement des incitations dans l'agriculture, et par le développement des marchés de produits forestiers. En effet, la suppression des aides agricoles, au milieu des années 80, a entraîné une redistribution progressive des terres entre l'agriculture et la foresterie. Les superficies consacrées au pâturage sont ainsi passées de 141 000 km² en 1983 à 135 000 km² en 1995 (MAF Policy, 1996). Étant donné que la reconversion à l'état naturel est un processus lent, ces chiffres sous-estiment peut-être la superficie réelle des terres reconquises par la végétation ligneuse.

Parallèlement, la superficie des forêts plantées est passée de 10 000 km² à plus de 15 000 km², soit une augmentation de 50 %, et ce en dépit de la suppression, en 1984, des subventions en faveur de la création de forêts. Les plantations nouvelles se trouvent en général là où étaient implantés auparavant des élevages d'ovins ou de bovins, notamment à proximité de ports d'exportation, et dans des zones propices à la croissance des arbres. Quelques-unes sont le fait d'agriculteurs qui cherchent à diversifier leurs activités, mais ce n'est pas le cas de la plupart d'entre elles. Souvent, elles sont réalisées par des investisseurs qui espèrent en retirer un profit et qui y voient la possibilité d'exploiter un marché devenu rentable grâce à la suppression des subventions. Autrement dit, la progression des superficies plantées est stimulée par l'augmentation des revenus assurés par la foresterie, d'autant plus nette que les revenus procurées par les activités pastorales ont diminué. L'élimination des subventions à l'agriculture permet à cet écart de revenus de se refléter pleinement dans la rentabilité des exploitations et dans le prix des terres.

bon nombre des aides accordées à l'agriculture favorisent l'extension des superficies exploitées. Ce faisant, elles stimulent la conversion des forêts tempérées, des forêts tropicales humides et des zones humides (Runge, 1994). Aux États-Unis, par exemple, quelque 50 % des zones humides ont été remplacés par des terres agricoles et ont disparu en tant que telles (OCDE, 1999)⁵. En Europe, la proportion est plus proche de 60 %. Les agriculteurs des États-Unis étant menacés de perdre leurs subventions s'ils convertissent des zones humides à l'activité agricole, la disparition de ces dernières est désormais beaucoup plus rare et, en outre, les marchés de zones humides de substitution se sont développés.

Eau et irrigation

Les effets des aides à l'irrigation ont été bien étudiés dans les pays développés comme les États-Unis (SJVDP, 1991) et l'Australie, où ils se traduisent par l'épuisement des nappes souterraines, la surexploitation des cours d'eau, la saturation des terres en eau et la salinisation. Les répercussions préjudiciables de ces subventions ont également été observées dans d'autres régions du monde où leur est imputée la destruction d'écosystèmes (Postel, 1999). En fait, les subventions en faveur de l'irrigation responsables de ces dommages sont généralisées à tel point que les agriculteurs (globalement) paient rarement plus de 20 % du coût réel de l'eau (Postel, 1999).

Supprimer les subventions et autoriser les échanges de droits sur l'eau entraînent la création de marchés, lesquels bénéficient à la biodiversité (dès lors que les droits sont soumis aux conditions nécessaires, de manière à ce que les prix du marché reflètent dans son intégralité la valeur de l'eau). C'est ce qui a été fait dans le bassin de Murray-Darling, en Australie, où l'élimination des subventions en faveur de l'irrigation et la mise en place d'une tarification qui

tient pleinement compte des coûts se sont accompagnées de la création d'un marché où s'échangent des droits sur l'eau. D'après une étude de deux ans consacrée à ce programme, la récupération complète des coûts a des avantages économiques considérables, car grâce à elle, la ressource, peu abondante, peut être destinée aux usages qui affichent la valeur économique/sociale la plus élevée (Young *et al.*, 2000). Il semble également que cette opération ait eu des répercussions positives directes, et immédiates, bien que modestes, sur l'environnement. Cependant, son principal effet est d'avoir établi un cadre où pourront s'inscrire de futurs avantages environnementaux, c'est-à-dire un système d'échanges qui permettra de limiter les prélèvements à un niveau compatible avec la viabilité de l'environnement (et de la biodiversité), mais qui nécessite de réserver l'eau à des usages qui réduisent au minimum les conséquences économiques.

D'après certains analystes, la demande d'eau d'irrigation étant inélastique, la suppression des subventions aurait à peu près pour seule conséquence de réduire le revenu des agriculteurs. En désaccord avec cet argument, Garrido (2001) estime quant à lui que la demande d'eau dans l'agriculture est en fait élastique, mais seulement à partir du moment où le prix est suffisamment élevé pour que les consommateurs y deviennent sensibles. Des études antérieures indiquent que la modification des prix est sans effet sur la demande des irrigants parce que ces prix au départ comme à l'arrivée sont insignifiants. Par conséquent, si les agriculteurs devaient assumer le coût réel de l'irrigation, on observerait une diminution de cette dernière et de ses effets sur la biodiversité et l'environnement. Supprimer les subventions et créer des marchés de l'eau (dans le cas des usages non vitaux) permettraient donc d'utiliser les ressources de manière plus rationnelle. Arlosoroff (2002) fournit à cet égard un bon exemple. Dans les pays où les usagers paient l'eau à un prix fixé par le marché (Israël, par exemple), sa consommation est nettement plus faible, alors que la production agricole est la même qu'ailleurs. Dans la mesure où l'irrigation représente une partie disproportionnée de l'utilisation d'eau dans les pays membres et non membres de l'OCDE, le coût de l'eau pour les irrigants y est le facteur prédominant de la consommation globale. De plus, si l'eau d'irrigation était facturée de la même manière que l'eau destinée aux particuliers et à l'industrie (c'est-à-dire si le prix marginal était identique pour tous les usages), la ressource serait affectée à l'usage où elle a le plus de valeur.

Énergie

Dans le secteur de l'énergie, les subventions revêtent différentes formes, allant de celles qui réduisent les coûts de production à celles qui modifient le prix que doivent payer les producteurs et les consommateurs d'énergie. Le montant des subventions distribuées dans ce domaine varie au fil des années, mais d'après des études récentes, le soutien reste conséquent (Porter, 2003).

Les aides au secteur ont des répercussions sur la manière d'utiliser l'énergie et sur les quantités consommées, ce qui n'est pas sans conséquences sur la biodiversité et l'environnement.

L'impact des subventions en faveur de l'énergie sur la biodiversité est à son maximum lorsqu'elles encouragent la production de formes d'énergie exigeant la conversion de vastes étendues. Par exemple, la construction des grands barrages hydroélectriques suppose parfois d'immerger des superficies considérables. Généralement, elle n'est réalisable que si l'on se contente de tenir compte des coûts strictement privés (c'est-à-dire si les externalités environnementales négatives ne sont pas prises en considération – McCully, 1997). Même dans ces conditions, la construction des installations hydroélectriques exige le concours de l'État pour mobiliser le secteur privé (Anderson, 1996). Autrement dit, des infrastructures financées par l'État, telles que des routes, des réseaux de communication, etc., doivent souvent être fournies *gratuitement* pour que le coût final de l'électricité ainsi produite soit compétitif par rapport à celui des autres procédés. Dans certains cas, on justifie cette situation sur la base des avantages collectifs qui en sont retirés, notamment dans les domaines des loisirs, de la pêche et de la chasse. Toutefois, certains analystes considèrent que ces avantages sont surévalués (GAO, 1997).

Les subventions en faveur du charbon et des autres sources d'énergie fossile sont accusées de se traduire par de fortes émissions de dioxyde de carbone (Anderson et McKibbin, 1997). Les modifier contribuerait donc à réduire ces émissions, ce qui aurait des effets bénéfiques sur la biodiversité grâce à la diminution des perturbations du climat et de la pollution atmosphérique. Au Royaume-Uni et en Allemagne, les émissions de dioxyde de carbone ont fortement chuté à la suite de la suppression des subventions importantes dont bénéficiait le charbon. Des marchés de permis d'émission négociables ont déjà vu le jour dans un certain nombre de pays et pourraient jouer un rôle très important dans les futures activités de lutte contre le changement climatique.

Transports

Certains des principaux modes de transport ont des retombées sensibles sur l'environnement en raison des diverses pollutions qui leur sont imputables (émissions de NO_x et d'autres précurseurs de l'ozone, par exemple). Dans de nombreux cas, ils bénéficient d'aides substantielles moyennant des régimes fiscaux avantageux ou la construction d'infrastructures à la charge de l'État. OCDE (2002) examine les données disponibles sur le niveau des subventions et conclut que même dans les pays où les taxes sur les carburants sont élevées, les aides en faveur des transports sont conséquentes. Du point de vue environnemental, néanmoins, certaines subventions sont plus préjudiciables

que d'autres. Celles dont bénéficient les transports ferroviaires, par exemple, ont beaucoup moins d'impacts sur l'environnement que celles qui sont destinées aux poids lourds à moteur diesel.

En ce qui concerne la biodiversité, l'impact des subventions en faveur des transports peut se manifester soit directement, soit indirectement. Mader (1984) montre que les routes peuvent créer des îlots de faune et de flore qui, d'après MacArthur et Wilson (1967), présentent dès lors une capacité d'adaptation moindre et une plus grande vulnérabilité à l'extinction. Selon certains travaux, la densité du réseau routier (en longueur par rapport à la surface : km/km^2) est un facteur déterminant de la capacité de survie des espèces dans un secteur donné (Forman et Herpsberger, 1996). Ainsi, les grands prédateurs comme les loups et les pumas ont du mal à maintenir des populations viables aux États-Unis lorsque la densité du réseau routier atteint $0.6 \text{ km}/\text{km}^2$ (au Royaume-Uni, rares sont les zones où la densité est inférieure à ce niveau).

L'un des principaux impacts des transports sur la biodiversité est à la fois indirect (souvent accidentel) et difficile à quantifier. S'intéressant aux espèces invasives, Perrings et al. (2000) constate que l'économie aussi bien que l'environnement subissent des atteintes considérables du fait de l'introduction d'espèces allogènes dans des milieux où elles n'ont pas de prédateurs naturels. D'après les estimations, il arrive qu'elles causent chaque année un préjudice économique substantiel et continu. Par exemple, aux États-Unis, la moule zébrée, *Dreissena polymorpha*, a infesté plus de 40 % des cours d'eau et les actions de lutte qui ont dû être conduites entre 1989 et 2000 auraient coûté entre 750 millions et 1 milliard d'USD. Le préjudice subi par la biodiversité est lui aussi très important du fait que, souvent, des écosystèmes entiers sont touchés et modifiés par l'espèce venue d'ailleurs. Or, le transport des biens et des personnes est le principal facteur à l'origine de ce phénomène. Il conviendrait de mener une étude approfondie en vue déterminer dans quelle mesure la non-intériorisation de l'impact des espèces invasives représente une subvention indirecte en faveur de ce secteur.

Pêche

Compte tenu des problèmes inhérents au caractère « commun » de certaines ressources, la surpêche ne manquerait pas de se produire en l'absence d'une intervention des pouvoirs publics destinée à protéger le bien collectif. C'est pourquoi l'impact de l'aide en faveur de la pêche est difficile à distinguer des autres sources d'influence, les uns et les autres empruntant pour l'essentiel les mêmes canaux.

Les prix élevés des produits de la mer peuvent être également le reflet des problèmes liés à la ressource, et non pas la cause des subventions. Plus la

ressource se raréfie, plus les prix augmentent par ajustement à la demande. Les prix élevés traduisent le fait que les pêcheurs consacrent plus de temps et d'efforts à capturer certaines espèces (les poissons sont rares). Dans la mesure où le revenu que chaque pêcheur reçoit est toujours supérieur à celui qui intégrerait l'impact sur les autres pêcheurs (problème de l'exploitation d'une ressource commune), l'incitation à la surpêche peut persister jusqu'à ce que le prix devienne prohibitif. Si les répercussions de la réduction continue d'un stock sont non linéaires, il peut en découler un préjudice irréversible que les marchés ne sont pas nécessairement à même de prévenir.

Les subventions ont notamment une grande incidence sur les méthodes de capture employées par les pêcheurs. D'après certains observateurs, le

Encadré 5.6. **Nouvelle-Zélande : les QIT**

L'objectif environnemental des QIT était principalement de maintenir l'exploitation des ressources halieutiques à un niveau propice à leur viabilité à long terme. Les problèmes sociaux du monde de la pêche ne faisaient pas partie des objectifs du système, ce qui ne signifie pas qu'ils aient été ignorés.

Les quotas créés s'appliquent à des espèces et à des zones. En 1998, le nombre total d'espèces concernées par le dispositif était de 33, commercialisées à des degrés divers sur 157 marchés (il existe un grand nombre de régions géographiques, mais toutes les espèces ne sont pas commercialisées dans chacune d'elles). Tous les ans, le ministère de la Pêche fixe un total autorisé de capture pour chaque espèce, en s'appuyant essentiellement sur une estimation biologique des stocks, mais en tenant compte aussi de facteurs environnementaux, sociaux et économiques. C'est sur le total autorisé de capture que se fondent les quotas transférables. Des consultations entre des représentants des pouvoirs publics, du monde scientifique, de l'industrie et des organisations de défense de l'environnement sont organisées pour déterminer le total autorisé. L'objectif explicite de cette opération est d'amener les stocks au niveau devant permettre un volume annuel de captures qui soit à la fois maximal et viable.

Les QIT sont détenus individuellement par les pêcheurs et les variations du total autorisé doivent se répercuter sur ceux-ci. Si les pouvoirs publics devaient racheter les QIT excédentaires pour assurer le respect du total autorisé, ils assumeraient l'intégralité du risque que constituent les variations annuelles. Inversement, si les QIT sont définis de telle sorte qu'ils représentent une fraction donnée du total autorisé, ce sont les pêcheurs qui assument le risque. En Nouvelle-Zélande, les QIT sont libellés en pourcentage du total autorisé et le risque incombe donc aux pêcheurs.

Source : OCDE (2004).

capital utilisé change considérablement sous l'effet des incitations découlant des mesures en vigueur (voir, entre autres, Flaaten et Wallis, 2000). Les répercussions les plus graves des méthodes de pêche sur la biodiversité sont probablement dues aux prises accessoires rejetées à la mer (ce qui réduit les populations) et au chalutage de fond, qui endommage les habitats constitués par les fonds marins (Watling et Norse, 1998 ; Collie et Russo, 2000). Ces phénomènes peuvent être aggravés par les subventions lorsque celles-ci encouragent la poursuite d'activités halieutiques dont la rentabilité est très faible, voire nulle.

Plusieurs pays ont créé des marchés qui bénéficient à la biodiversité en instaurant des quotas négociables, qui limitent la pêche. Les quotas individuels transférables (QIT) mis en place en Nouvelle-Zélande constituent en l'occurrence un excellent exemple. Depuis qu'ils ont été institués, les impacts de la pêche sur l'environnement et la biodiversité ont diminué. Ils ont été créés dans le cadre des réformes lancées en Nouvelle-Zélande dans les années 80 en vue de déréglementer de nombreux secteurs et de supprimer de nombreuses subventions.

Forêts

La construction de routes et d'infrastructures peut être un facteur déterminant dans l'utilisation de la forêt et dans la préservation des écosystèmes forestiers. Rodgers (1997), par exemple, signale qu'à une période de gestion durable des forêts en Côte d'Ivoire a succédé une période de destruction à grande échelle dès lors que de nouvelles routes ont permis d'accéder facilement aux zones densément boisées. C'est ainsi que 79 % du couvert forestier ont été déboisés. En outre, étant donné l'état dans lequel ces zones ont été laissées, la forêt a du mal à s'y régénérer. Le *subventionnement* des routes est le facteur essentiel qui a provoqué la fin de l'exploitation progressive, étalée sur une longue période, au profit d'un abattage rapide de la forêt. L'enseignement que l'on peut en retirer est le suivant : tant que les compagnies forestières doivent assumer l'intégralité des coûts d'obtention du bois, l'exploitation de la forêt est plus conforme aux principes de la durabilité.

L'incidence de l'aide apportée au secteur forestier sur les variations de la biodiversité est difficile à quantifier, car la partie la plus importante de cette évaluation consisterait à mesurer le montant qu'*auraient dû atteindre* les droits d'abattage et non pas le montant *effectivement versé*. Dans une analyse intéressante sur les différences entre gestion durable et non durable des forêts, Howard (1997) étudie le coût d'opportunité de la gestion des écosystèmes dans le Nord-ouest des États-Unis. S'intéressant à la valeur des ressources forestières récoltées, il la compare à la valeur économique qu'elles auraient si le cycle de coupe s'étendait sur cent ou deux cents ans. Ces cycles plus longs auraient pour but de maintenir une plus grande superficie de forêts anciennes de façon

à ce que les espèces qui en sont tributaires ne soient pas menacées. Les résultats font état d'une différence non négligeable entre les divers modes de gestion, et indiquent que, si la préservation des espèces se justifie du point de vue de la société, la subvention implicite accordée au secteur est importante. On peut à première vue en conclure que les droits d'abattage ne reflètent pas les coûts d'opportunité sociaux du bois récolté.

Supprimer les subventions dont bénéficie l'exploitation forestière serait peut-être l'une des mesures les plus fortes qui pourraient être prises dans le cadre de la création de marchés de la biodiversité. Les usages de la forêt autres que l'exploitation du bois d'œuvre qui pourraient faire l'objet d'un marché comprennent en effet des services dont la valeur est élevée, dans les domaines suivants :

- *Pool génique* : les forêts constituent un réservoir de diversité des habitats, des espèces et des gènes. Malheureusement, cette caractéristique est difficile à mesurer au sens économique, car elle peut difficilement être transposée en termes monétaires. Par exemple, les forêts assurent des types variés de climat et de sols, et peuvent fournir la matière première nécessaire à l'obtention de souches au rendement plus élevé.
- *Eau* : les forêts absorbent les eaux de pluie et les libèrent ensuite progressivement dans les cours d'eau, empêchant ainsi les inondations et prolongeant jusqu'aux mois secs la période pendant laquelle l'eau est disponible.
- *Pêche* : les forêts protègent les stocks dans les cours d'eau, les lacs, les estuaires et les eaux côtières. Dans le Pacifique Nord-Ouest, quelque 112 stocks de saumon ou d'autres poissons seraient tributaires des forêts naturelles et anciennes.
- *Climat* : les forêts jouent un rôle important dans la stabilisation du climat. Le recul de la forêt tropicale supprime des puits de carbone et libère des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, méthane et oxyde nitreux).
- *Loisirs, tourisme* : les forêts constituent des lieux de loisirs et des attractions touristiques. L'intérêt de leur biodiversité dans les activités de loisirs est connu et mesuré de plus en plus précisément. Selon certaines sources, dans la mesure où les dépenses de loisirs sont déjà très importantes et ne cessent de croître, la valeur des forêts à l'état naturel est élevée. Elle se reflète en partie dans l'augmentation de la superficie mondiale des zones protégées constatée au cours des années 90.

D'après les estimations de certains chercheurs, la valeur de ces différentes fonctions de la forêt rivaliserait avec celle de l'exploitation du bois d'œuvre. Par exemple, il a été estimé que la valeur des activités touristiques et de loisirs à l'intérieur et autour de la zone du parc des Tropiques humides de Queensland, en Australie, atteignait 377 millions d'USD au début des années 90. L'abattage des

arbres (en partie subventionné) dans ces secteurs aurait eu des répercussions négatives sur le tourisme, leur ampleur étant fonction des pratiques mises en œuvre, et sur l'attrait de la région. À l'évidence, l'activité touristique y était à même de rivaliser avec l'exploitation forestière en termes de valeur économique. Dans les situations de ce type, les subventions peuvent faire la différence entre plusieurs usages possibles de la forêt. La réduction des aides (aussi bien implicites qu'explicites) dont bénéficie l'exploitation forestière améliorerait donc la capacité des marchés à fournir les services indiqués ci-dessus. Lorsqu'elle s'accompagne de l'application d'un système d'appel d'offres aux droits d'exploitation (comme c'est le cas dans les États de Victoria et d'Australie occidentale), la création de marchés permet de faire en sorte que la forêt soit utilisée au mieux des intérêts de la collectivité.

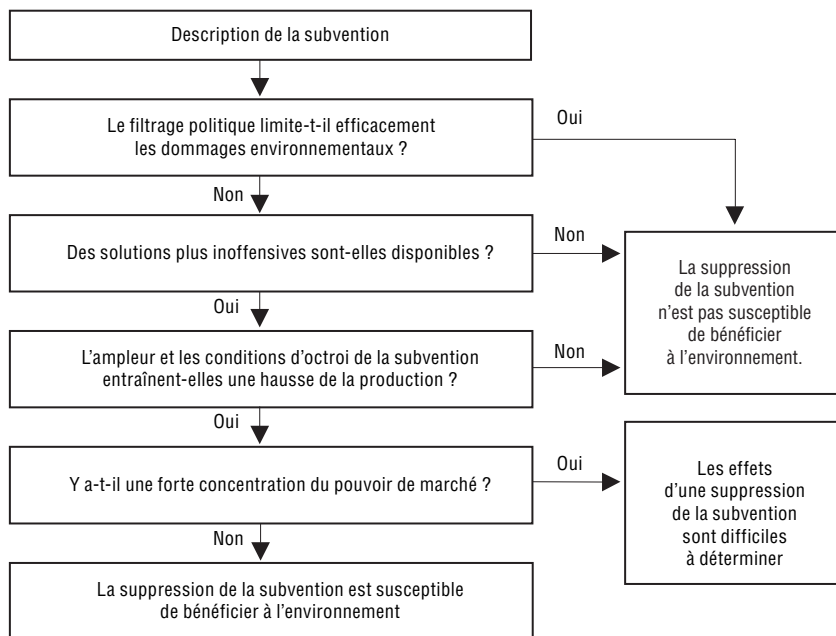
Réformer les subventions néfastes

Comme on l'a noté au début de cette discussion concernant les subventions, la création du marché peut être freinée par les subventions qui faussent les valeurs relatives du marché. Ainsi, la réforme des subventions constitue un élément important dans une stratégie de création des marchés.

Compte tenu des interactions économiques, des efforts doivent être consentis pour distinguer les incitations qui sont manifestement préjudiciables de celles qui se soldent réellement par un résultat positif. Si de nombreuses subventions sont dommageables à la fois à l'environnement et à l'économie, leurs effets bénéfiques, évoqués dans certains travaux (Fullerton et Mohr, 2003, par exemple), commandent aussi d'étudier la question avec soin. Il est parfois possible de remplacer une subvention préjudiciable à la biodiversité par une autre qui permet d'atteindre le même objectif collectif, mais sans causer de dommages. Dans l'abstrait, tous les instruments d'action faussant le marché d'une manière ou d'une autre, lorsque plusieurs instruments sont disponibles, chacun ne doit être employé que tant que la diminution marginale du bien-être qu'il occasionne n'est pas supérieure à la diminution imputable aux autres. Bien entendu, ce calcul doit tenir compte du fait que les mesures incitatives qui revêtent la forme de subventions sont en général utilisées à l'excès.

D'importantes réformes des subventions sont déjà intervenues dans certains pays et/ou secteurs d'activité. Elles se sont traduites par un net assainissement des finances publiques et par un début d'amélioration de l'état de l'environnement. La Nouvelle-Zélande, par exemple, a supprimé bon nombre des aides dont bénéficiait une large gamme d'activités dans le secteur privé. Dans la foresterie, par exemple, la responsabilité de certaines activités telles que la plantation d'arbres a été confiée au secteur. Dix ans plus tard, le secteur privé plantait davantage d'arbres, à lui seul, que n'en avaient jamais planté auparavant le secteur public et le secteur privé réunis (Rhodes et Novis,

Graphique 5.1. Liste d'éléments clés utilisable pour déterminer si une subvention est préjudiciable



Source : Pieters (2003).

2002). D'autres activités ont également réussi leur transition et se passent désormais de l'aide qu'elles recevaient antérieurement.

Quoi qu'il en soit, la quantification des incitations n'est pas achevée et beaucoup reste à faire. Dans de nombreux cas, les données sont tout simplement inexistantes et, dans d'autres, elles ne sont pas comparables entre secteurs économiques (Steenblik, 2003). Dans les pays membres de l'OCDE, beaucoup de mesures incitatives sont explicites et, par conséquent, peuvent en principe être chiffrées. Toutefois, certaines sont moins claires. C'est notamment le cas lorsque les effets externes sur l'environnement ne sont pas pris en compte dans les décisions privées. De manière générale, les incitations entrant dans cette dernière catégorie, cachées, sont plus fréquentes dans les pays non membres.

La complexité des interactions au sein de l'économie impose de recourir à des calculs capables de représenter la vaste gamme de répercussions de l'action des pouvoirs publics. Les instruments les plus utiles seraient ceux qui sont à même d'intégrer un grand nombre des sources existantes de distorsions économiques, de manière à ce que l'analyse permette d'envisager les « meilleures solutions de rechange ».

Dans l'optique de repérer les incitations susceptibles d'être supprimées, il serait utile, pour commencer, de se référer à la « liste d'éléments clés » proposée par Pieters (2003) pour mettre en évidence les subventions qui causent le plus de dommages ou qui sont les plus faciles à soumettre à une réforme. Cette liste d'éléments clés est destinée à caractériser les subventions préjudiciables à l'environnement les plus importantes. Elle établit une série de questions qui permet de classer les possibilités de suppression des subventions en fonction des dommages que celles-ci sont susceptibles de causer à l'environnement. Elle permet en outre d'étudier le lien entre les subventions, d'une part, et le cadre réglementaire et le cadre de gestion des ressources en vigueur, d'autre part. Il est ensuite possible de voir si une subvention donnée opère de telle manière qu'elle entraîne un renforcement des processus de production assorti d'effets négatifs sur l'environnement. Enfin, cet examen aboutit à une évaluation qui permet de dire si les effets sont évitables ou non, ou si des mesures complémentaires pourraient atténuer les répercussions néfastes.

Notes

1. Voir www.tpwd.state.tx.us/conservation/lip/lip.htm.
2. La valeur économique totale renvoie à toute la gamme des aspects de la biodiversité qui peuvent avoir une valeur économique. Voir le chapitre 4.
3. Pour être complet, il convient d'ajouter que certains observateurs mettent en doute l'équivalence des zones humides « créées » pour remplacer celles qui sont sacrifiées.
4. Dans la mesure où les économies de marché sont généralement à ce que l'on peut appeler un équilibre « dynamique », ou proche de cet équilibre, les incidences dans un secteur se répercutent *nécessairement* sur d'autres. Cependant, dans une économie caractérisée par diverses taxes et d'autres mesures gouvernementales rejaillissant sur la production et la consommation, il peut être difficile de déterminer les répercussions nettes d'une disposition donnée. « L'équilibre général » suppose que de nombreux secteurs subissent les conséquences indirectes des mesures applicables dans d'autres. Par conséquent, la mesure du préjudice provoqué par une subvention particulière passe en premier lieu par la détermination de l'impact des autres dispositions.
5. Cela représente une superficie comparable à celle de l'Allemagne.

References

- Anderson, J. (1996), « Circumventing the Challenges », *Independent Energy*, October.
- Anderson, K. et McKibbin, W.J. (1997), « Reducing Coal Subsidies and Trade Barriers: Their Contribution to Greenhouse Gas Abatement », Seminar Paper 97-07. Centre for International Economic Studies, University of Adelaide, Adelaide, Australia.

- Appleton, A.F. (2002), « How New York City Used an Ecosystem Services Strategy Carried out Through an Urban-Rural Partnership to Preserve the Pristine Quality of Its Drinking Water and Save Billions of Dollars », paper presented at Forest Trends, November, Tokyo.
- Arlosoroff, S. (2002), « Integrated Approach for Efficient Water Use Case Study: Israel », paper prepared for the World Food Prize Symposium: « From the Middle East to the Middle West: Managing Freshwater Shortages and Regional Water Security », 24-25 October, Des Moines, Iowa.
- Barde, J.-P. et N-A. Braathen (2002), « Environmentally related levies », paper prepared for the Conference on Excise Taxation, 11-12 April, The Hague, www.few.eur.nl/few/research/ocfeb/excisetaxpolicy/papers.htm.
- Becerra, M.R. (2001), « Incentives for community reforestation in Colombia », document présenté à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité (Banque mondiale/OCDE), 25 et 26 janvier, Paris.
- Castro, E. (2001), « Costa Rican experience in the charge for hydro environmental services of biodiversity to finance conservation and recuperation of hillside ecosystems », document présenté à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité (Banque mondiale/OCDE), 25 et 26 janvier, Paris.
- Collie, M. R. et J. Z. Russo (2000), « Fish, Biodiversity, and Fishing Gear Impacts », NOAA Research, Washington, DC.
- Cork, S., D. Shelton, C.D., Binning, C., et R. Parry (2001), « A Framework for Applying the Concept of Ecosystem Services to Natural Resource Management in Australia », in Rutherford, I., F. Sheldon, G.F., Brierley, G. and C. Kenyon, C. (eds.), *Third Australian Stream Management Conference*, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Brisbane, 27-29 August, pp. 157-162.
- Environmental Defense (1999), « Mitigation Banking as an Endangered Species Mitigation Tool », November, New York (www.environmentaldefense.org/documents/146_mb.PDF).
- Flaaten, O. et P. Wallis (2000), « Government Financial Transfers to Fishing Industries in OECD Countries », FAO Staff Paper, Rome.
- Forman, R.T.T. et A. M. Herpsberger (1996), « Road Ecology and Road Density in Different Landscapes, With International Planning And Mitigation Solutions », in Evink, G.L., P. Garret, D. Zeigler and J. Berry (eds.) *Trends In Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*, n° FL-ER-58-96, Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida, pp. 1-22.
- Fullerton, D. et R.D. Mohr (2003), « Suggested Subsidies are Sub-optimal Unless Combined with an Output Tax », *Contributions to Economic Analysis and Policy*, vol. 2, n° 1, pp. 1-20.
- Garrido, A. (2001), « Transition to Full-Cost Pricing of Irrigation Water For Agriculture in OECD Countries », COM/ENV/EPOC/AGR/CA(2001)62/FINAL, OCDE, Paris.
- General Accounting Office (GAO) (1997), *Bureau of Reclamation: Reclamation Law and the Allocation of Construction Costs for Federal Water Projects*, T-RCED-97-150, May 6, Washington, D.C.
- Heal, G. (2000), *Nature and Market Place: Capturing the Value of Ecosystem Services*, Island Press, Washington, DC.

- Horesh, R. (2000), « Injecting incentives into the solution of social problems: Social Policy Bonds », *Economic Affairs*, vol. 20, n^o. 3, Institute of Economic Affairs, London, U.K.
- Howard, J.L. (1997), « An Estimation of Opportunity Costs for Sustainable Ecosystems », proceeding from the XIth World Forestry Congress, vol. 2, topic 7, Antalya, Turkey.
- Jones, D. (2003), « Organic Agriculture, Sustainability and Policy », *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policy*, OCDE, Paris, pp. 17-30.
- Lindberg, K. (2003), « The 'Sale' of Biodiversity to Nature Tourists », Sous-groupe de l'OCDE sur les aspects économiques de la biodiversité, ENV/EPOC/GSP/BIO(2001)10/FINAL, OCDE, Paris.
- MacArthur, R.H. et E.O. Wilson (1967), *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- Mader, H. J. (1984), « Animal Habitat Isolation By Roads And Agricultural Fields », *Biological Conservation*, vol. 29, pp. 81-96.
- McCully, P. (1997), *Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams*, Zed Books, London.
- Ministry of Agriculture and Fisheries (MAF) (1996), « Environmental Effects of the Reform Process in New Zealand », document présenté au Séminaire de l'OCDE sur les avantages écologiques de l'agriculture durable : enjeux et stratégies, organisé à Helsinki du 10 au 13 septembre 1996, www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/environmental-effects-of-removing-subsidies/httoc.htm.
- OCDE (1999), *The US Experience with Measures to Promote the Conservation of Wetlands*, ENV/EPOC/GEEI/BIO/(97)9/FINAL, Paris.
- OCDE (2002), *Direct Payments for Biodiversity Provided by Swiss Farmers: An Economic Interpretation of Direct Democratic Decision*, ENV/EPOC/GEEI/BIO(2001)9/FINAL, Paris.
- OCDE (2003), *Améliorer la gestion de l'eau : l'expérience récente de l'OCDE*, Paris.
- OCDE (2003), *L'accès des pays en développement aux marchés des pays développés dans le cadre d'une sélection de programmes d'écoétiquetage*, COM/ENV/TD(2003)30/REV1, Paris.
- OCDE (2004), *Tradeable Permits Policy Évaluation Design and Reform*, Paris.
- Pagiola, S. (1999), « Economic Analysis of Incentives for Soil Conservation », in Sanders, D., P. Huszar, S. Sombatpanit and T. Enters (eds.) *Incentives in Soil Conservation: From Theory to Practice*, Scientific Publishers, Enfield, New Hampshire, pp. 41-56.
- Pagiola, S. et G. Platais (2001), « Selling Biodiversity in Central America », document présenté à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité (Banque mondiale/OCDE), 25 et 26 janvier, Paris.
- Pattanayak, S. K. (1997), « Pricing Ecological Services Provided by Protected Watersheds: Micro-economic Applications in Agrarian Communities of Indonesia and the Philippines », Ph.D. dissertation, Department of the Environment, Duke University.
- Perrings, C., M. Williamson et S. Dalmazzone (2000), *The Economics of Biological Invasions*, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Pieters, J. (2003), « Lorsque supprimer des subventions est bénéfique pour l'environnement : établissement d'une liste d'éléments clés fondée sur les conditions

- attachées aux subventions », *Les subventions dommageables à l'environnement – Problèmes et défis*, OCDE, Paris, pp. 159-212.
- Porter, G. (2003), « Les subventions et l'environnement : état des connaissances », *Les subventions dommageables à l'environnement – Problèmes et défis*, OCDE, Paris, pp. 35-112.
- Postel, S. (1999), *Pillars of Sand*, W.W. Norton and Company, New York.
- Rhodes, D. et J. Novis (2002), « The Impact of Incentives on the Development of Plantation Forest Resources in New Zealand », New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry Information Paper No. 45, August.
- Robinson, J.J. et S. Ryan (2002), « A Review of Economic Instruments for Environmental Management in Queensland », CRC for Coastal Zone, Estuary and Waterway Management. Voir www.coastal.crc.org.au/planning_compendium/paper_robinson/economic_instruments.htm.
- Rodgers, W.A. (1997), « Patterns of Loss of Biodiversity: A Global Perspective », proceeding from the XIth World Forestry Congress, vol. 2, topic 7, Antalya, Turkey.
- Runge, C.F. (1994), « Les effets environnementaux des échanges dans le secteur agricole », in *Les effets environnementaux des échanges*, OCDE, Paris.
- San Joaquin Valley Drainage Program (SJVDP), (1991), *A Management Plan for Agriculture Subsurface Drainage and Related Problems on the West Side of San Joaquin Valley*, Sacramento: US Dept. of Interior and California Resource Agency, September.
- Steenblik, R. (2003), « Mesure et classification des subventions : mise au point d'un cadre commun », *Les subventions dommageables à l'environnement – Problèmes et défis*, OCDE, Paris, pp. 113-158.
- Stoneham, G., V. Chaudhri, A. Ha et L. Strappazon (2003), « Creating Markets for Biodiversity Conservation on Private Land », paper presented at the 46th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society.
- Watling, L. et E.A. Norse (1998), « Disturbance Of The Seabed By Mobile Fishing Gear: A Comparison To Forest Clearcutting », *Conservation Biology*, vol. 12, December, p. 1180.
- Young, M., D.H. MacDonald, R. Stringer et H. Bjornlund (2000), « Inter-State Water Trading: A 2-year Review », Policy and Economic Research Unit, CSIRO Land and Water, Adelaide, Australia.

Chapitre 6

Mesures de soutien aux créateurs de marchés

L'influence qu'exercent les acteurs du secteur privé sur la formation et la pérennisation des marchés peut être tout aussi puissante que celle des politiques publiques. Non seulement les mesures prenant en compte et mobilisant ces autres acteurs peuvent avoir un impact beaucoup plus sensible, mais elles ont aussi toutes chances de donner de bons résultats. Les informations relatives aux effets sur la biodiversité peuvent revêtir une certaine importance dans la mesure où de nombreux consommateurs sont disposés à acquitter un prix plus élevé pour réduire ces incidences. La création de structures ayant pour mission de fournir des informations précises peut donc constituer une étape essentielle de la mise en place de marchés, mais il est bien souvent possible d'encourager ou d'associer des organisations privées à la fourniture de ces informations. Les marchés de capitaux peuvent aussi jouer un rôle important dans l'établissement et le fonctionnement des marchés en apportant les financements nécessaires aux start-up. Avant de donner le feu vert aux sociétés financières, il faudrait toutefois s'assurer que le rendement privé des investissements dans des activités favorables à la biodiversité rend bien compte de la valeur de bien public de celle-ci. Faciliter la création de marchés et renforcer les capacités scientifiques et techniques vont de pair. Mieux connaître la biodiversité doit permettre de cerner sa valeur de bien public et, partant, d'autoriser un fonctionnement des marchés compatible avec la fourniture d'une variété maximale d'avantages pour la collectivité.

Comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, les pouvoirs publics ont un rôle primordial à jouer dans la création et le fonctionnement proprement dit des marchés pour garantir une exploitation durable des ressources de la biodiversité. Toutefois, l'intervention d'autres acteurs – et aussi des pouvoirs publics, bien que dans une moindre mesure – peut être essentielle pour aider les autres créateurs de marchés. Les activités aidant directement les créateurs de marchés comprennent, entre autres, l'instauration et l'application de systèmes de certification, tandis que parmi les activités indirectes, on peut citer notamment : fournir des informations utiles, organiser des actions faisant appel à une démarche volontaire, développer des compétences scientifiques et encourager la participation des marchés de capitaux. Toutes ces activités sont susceptibles de renforcer les marchés et d'accroître les profits auxquels ils peuvent donner lieu. En définissant soigneusement leur ligne d'action, les pouvoirs publics peuvent promouvoir ces diverses activités par le biais de régimes fiscaux avantageux ou de diverses autres mesures. Il s'agit en l'occurrence de mettre en place une structure facilitant la création de marchés par des entités privées telles que les fonds de placement et les organismes de certification.

Instruments d'information

Les informations diffusées sur un produit représentent une part non négligeable de la « prestation » qu'achètent les consommateurs. Comme mentionné antérieurement, la biodiversité est souvent consommée à travers des faisceaux complexes : les biens et services de la biodiversité peuvent ainsi faire partie d'un faisceau consistant à acheter du bois récolté selon des méthodes durables. Par ailleurs, la demande d'information s'amplifie à mesure que la spécialisation économique accroît la « distance » entre consommateurs et producteurs. Enfin, la valeur que les consommateurs accordent à l'environnement est en général proportionnelle à leurs revenus, la conséquence étant que la demande d'informations de cette nature évolue parallèlement au développement économique du pays. En fait, les consommateurs ne sont en mesure ni d'apprécier la biodiversité intrinsèque de ces produits, ni de vérifier quelles ont été les méthodes de production utilisées. Or, bien que de nombreux groupements de consommateurs attachent une valeur à ces biens et services, il leur est difficile d'obtenir les informations leur permettant de les acheter sur des marchés.¹

La fourniture d'informations utiles aux consommateurs pour faire leur choix a cependant aussi un coût. Trouver un mode crédible de diffusion de ces informations est une tâche très ardue compte tenu du problème d'asymétrie d'information dont il a été question plus haut (chapitre 2). Tout producteur est confronté à une double incitation : apporter des informations témoignant de la biodiversité de ses produits, mais le faire sans supporter les coûts de production de ces biens et services. Un des rôles majeurs de ces marchés consiste à faire la part entre les producteurs dont les allégations sont vraies et ceux présentant des allégations fausses.

Pour remédier à ce problème, les pouvoirs publics peuvent imposer par voie réglementaire un étiquetage spécifique de certains types de biens de consommation. Ces étiquetages sont souvent porteurs d'informations indispensables pour utiliser correctement les produits en cas de risque pour la santé ou la sécurité. Ils imposent parfois aux fabricants de faire figurer des mises en garde, afin que les consommateurs soient informés des risques qu'ils encourent lors de l'utilisation du produit. Dans le cas des produits alimentaires emballés, l'étiquetage obligatoire a pour objectif de fournir des informations permettant aux consommateurs d'opérer leur choix en fonction de la valeur nutritionnelle des aliments, mais, dans certains pays et pour certains produits agricoles, les renseignements portés sur les étiquettes concernent la présentation des produits et leur mode de transformation, et non leurs qualités nutritionnelles ou diététiques. Dans tous ces cas, ce sont les pouvoirs publics qui, vis-à-vis des consommateurs, sont responsables de la définition des normes, du contrôle du respect de la réglementation, et de la certification de la conformité des produits.

Il existe une seconde stratégie : une structure indépendante (par exemple : « Underwriters Laboratories » dans le secteur de l'assurance) établit une norme ou une règle, mais c'est aux pouvoirs publics qu'il incombe d'en vérifier et certifier la bonne application. Dans ces cas, la délivrance d'une certification officielle garantit que toute entité utilisant le label satisfait à la norme. D'autres mesures peuvent être envisagées : une entité privée indépendante pourrait être habilitée à octroyer la certification, ou encore le producteur lui-même pourrait définir une norme et en certifier l'application.

La démarche de certification n'a pas toujours fait l'unanimité (OCDE, 2003). La prolifération des labels (et la déception que ceux-ci suscitent chez les consommateurs de certains pays) pose un réel problème. Face au succès des écolabels en termes de parts de marché, les concurrents ont naturellement cherché à mettre au point des mesures défensives, dont beaucoup consistent à diluer la valeur du label en multipliant les choix. Lorsque cette stratégie a porté ses fruits, elle a suscité un regain de scepticisme à l'égard de tout label quel qu'il soit (OCDE, 2003, rapports sur l'accueil réservé aux labels dans les différents pays de l'OCDE). Les pseudo-labels auto-imposés et auto-certifiés

par certaines entreprises constituent une forme de publicité renforcée et engendrent une asymétrie d'information sur le marché de la certification. Globalement, la certification reste un obstacle que les pouvoirs publics ne pourront surmonter qu'après avoir trouvé une solution satisfaisante concernant l'attente des consommateurs en matière d'information.

S'agissant des incitations en faveur de la biodiversité, l'enseignement qui peut être tiré de ces observations est relativement simple : une politique de développement de marchés pour les produits respectueux de la biodiversité doit s'accompagner de stratégies de fourniture de l'information. Les solutions envisageables sont très diverses. L'action publique peut ainsi avoir pour principal objectif de fixer des critères rigoureux de respect de la biodiversité ou de les renforcer. Elle peut également viser l'instauration d'un système d'échange d'informations – en les collectant et les stockant sous une forme aisément consultable par les consommateurs (et qui, pour plus de facilité, pourrait se présenter sous forme de comparatifs). Le simple fait d'attirer l'attention sur les informations relatives à la définition et à l'origine des produits constituerait déjà un progrès sensible conférant aux labels une efficacité pour la préservation et l'exploitation durable de la biodiversité.

Instruments d'information ne relevant pas d'une démarche volontaire (normes obligatoires et labels officiels, entre autres)

L'approche la plus directe pour résoudre les problèmes d'information que posent ces marchés consiste en la définition, par les pouvoirs publics eux-mêmes, des obligations en la matière. C'est ainsi que pour nombre de biens et services, les consommateurs ont facilement accès aux caractéristiques importantes – qu'ils seraient autrement obligés d'aller quérir individuellement à travers des démarches inutiles et redondantes (recherche concernant l'efficacité d'un médicament ou les performances d'un appareil ménager, par exemple). Il y a donc amélioration du bien-être social du fait de la minimisation du coût de fourniture et d'acquisition de l'information.

C'est dans cette optique que les pouvoirs publics imposent des normes qui doivent être respectées si l'on veut produire et vendre un produit associé à la biodiversité. Comme on l'a vu au chapitre 2, on peut citer à cet égard la norme contraignante édictée dans la Convention sur le commerce international des espèces sauvages de flore de faune menacées d'extinction (CITES), aux termes de laquelle les pays sont tenus d'interdire le commerce des espèces les plus exposées, mais aussi de diffuser des informations concernant celles qui sont vulnérables.

Dans le cas de l'agriculture biologique, de nombreux pays ont opté pour des labels officiellement reconnus et que seuls les produits satisfaisant à certaines normes peuvent porter. Le terme *biologique* n'est pas exclusivement réservé aux labels officiels, mais c'est le label lui-même qui garantit une

norme particulière de production biologique. Pour le secteur bio, l'information est l'élément clé de la commercialisation. Le produit final a généralement la même apparence que des produits non biologiques, de sorte qu'il est essentiel de pouvoir faire la distinction entre les produits bio et les autres. Dans la mesure où les consommateurs de produits biologiques sont disposés à acquitter des prix plus élevés et accepteraient une majoration maximale de 25 %, la mise en place de signes de reconnaissance constitue une incitation de taille – en particulier du fait que le coût de production est souvent plus élevé en agrobiologie qu'avec les méthodes de production agricole traditionnelles.

L'agriculture biologique n'est que l'une des facettes de la problématique de la labellisation, qui concerne bon nombre des caractéristiques des produits mis sur le marché. Globalement, l'éco-étiquetage gagne du terrain depuis une dizaine d'années, et l'on rencontre désormais une multitude de labels, dont l'application est déjà en vigueur ou à l'étude. Ainsi qu'il est indiqué dans OCDE (2003), il existe à l'échelle mondiale plusieurs dizaines de dispositifs d'étiquetage différents, qui sont fondés sur des normes à caractère facultatif ou contraignant. Cette multiplication des labels risque de décourager les consommateurs et de compliquer leurs choix. Même si ce risque est bien réel, il ne faut pas non plus le surestimer. Les marchés peuvent prendre un certain temps pour établir une distinction entre les labels apportant aux consommateurs de véritables informations et ceux qui sont sans valeur réelle. On peut néanmoins supposer qu'à long terme, le marché sanctionnera les entreprises abusant les consommateurs en leur fournissant des informations intentionnellement trompeuses ou inutiles. L'étiquetage a manifestement un rôle de premier plan à jouer sur le marché. On peut toutefois se demander ce qui subsistera à terme de son utilité. Jusqu'à présent, les études comparatives portant sur les expériences d'éco-étiquetage positives n'ont guère apporté d'enseignements concluants.

Encadré 6.1. L'écolabel Swan

Ce label indique que le produit a, dans un ou deux domaines, un impact environnemental moindre que d'autres produits de la même catégorie. Pour qu'une entreprise sous licence puisse utiliser ce label, le producteur ou l'importateur doit prouver que le produit satisfait à certains critères concernant ses effets sur l'environnement, sa qualité, son mode d'utilisation, etc. Ces critères, établis à partir d'une analyse du cycle de vie, sont fixés de manière à ce qu'un tiers des produits sur le marché des pays nordiques puisse bénéficier de ce label. Approuvés par les cinq États membres du Conseil nordique de l'éco-étiquetage, ils sont révisés tous les trois ans. Producteurs et fabricants doivent déposer une demande de licence les autorisant à utiliser le label Swan pour leurs produits avant de pouvoir les commercialiser dans les pays nordiques.

Dispositifs facultatifs

D'autres systèmes d'éco-étiquetage relevant davantage d'une démarche volontaire cherchent également à apporter aux consommateurs des informations utiles. Dans la mesure où les consommateurs sont disposés à payer à un prix majoré des biens et services prenant en compte les préoccupations environnementales, des marchés se sont naturellement formés en vue de capter ces surprix. Dans le cas de la biodiversité, cela signifie que si l'on informe les consommateurs particulièrement sensibilisés à ces questions, on peut trouver des niches permettant de s'implanter sur ce marché particulier (voir Nunes et Riyanto, 2001) pour un examen d'ensemble des systèmes d'éco-étiquetage volontaires).

La solution optimale consisterait peut-être à canaliser les informations sur la biodiversité à travers des dispositifs uniques – comme les labels spécialisés, etc -, mais cela n'est pas toujours nécessaire (ni même, dans certains cas, souhaitable). Pour répondre aux attentes des consommateurs, différentes démarches leur permettant de choisir les produits en toute connaissance de cause peuvent être adoptées. Les labels existants peuvent être améliorés en intégrant les préoccupations relatives à la biodiversité, ou bien d'autres voies de diffusion de l'information peuvent être trouvées (par exemple : campagnes d'information, sites Web, etc). Dans certains cas, le lien avec la biodiversité est suffisamment important pour générer des majorations de prix de plus de 25 % par rapport aux autres produits (Nieberg et Offermann, 2003). Il existe d'ores et déjà trois grands organismes de certification liée à la biodiversité : le Marine Stewardship Council (programme de certification des pêches durables, soutenu par le Fonds mondial pour la nature), le Forest Stewardship Council (programme de certification de l'exploitation durable des forêts, également soutenu par le Fonds mondial pour la nature), et la Fédération internationale des mouvements d'agriculture biologique (structure de certification de l'agriculture biologique).

Le dispositif mis en place par la Fédération internationale des mouvements d'agriculture biologique (IFOAM) est tout à fait exemplaire. Il s'agit d'une structure collective regroupant des organismes du monde entier oeuvrant en faveur de l'agriculture biologique – ce qui lui donne un certain poids sur la scène mondiale. Dans certains cas, elle a même réussi à influencer sur la réglementation nationale. Le succès de ce dispositif se mesure au développement qu'a connu un peu partout l'agriculture biologique avant même son adoption par les pouvoirs publics de nombreux pays. L'agriculture biologique étant souvent associée aux avantages apportés par la biodiversité (OCDE, 2003)², elle apparaît comme une filière naturelle de promotion des objectifs de la biodiversité³.

Les marchés des produits bénéficiant d'une certification environnementale peuvent avoir sur la biodiversité un impact soit direct, soit indirect. L'impact de l'agriculture biologique relève de la seconde catégorie, de même que celui des

Encadré 6.2. **Certification des éléments décoratifs d'origine marine**

Les éléments décoratifs d'origine marine (poissons ornementaux, coquillages, plantes, roches vivantes et autres ressources) sont extraits des récifs coralliens (dont la plupart se situent dans des pays en développement) et vendus aux aquariophiles (dont la majeure partie réside dans des pays de l'OCDE). Au début des années 90, les échanges mondiaux d'éléments décoratifs d'origine marine, dont le volume avoisinait les 10 milliards d'USD, étaient source de nombreux emplois pour les populations locales des pays exportateurs. En fait, ces éléments décoratifs comptent parmi les produits récifaux ayant la plus forte valeur ajoutée, d'où un rendement économique supérieur à celui de la plupart des autres usages auxquels peuvent donner lieu les récifs.

Les techniques destructives de prélèvement et la surpêche ont entraîné une dégradation des écosystèmes récifaux et compromis les moyens de subsistance des populations locales des pays exportateurs. Par ailleurs, de nombreuses sources d'information semblent indiquer que les aquariophiles seraient disposés à soutenir une filière de produits de qualité prélevés selon des pratiques durables – à la fois pour des raisons éthiques et/ou écologiques, ainsi que pour des raisons personnelles (ils estiment en l'occurrence que ces produits sont d'un meilleur rapport qualité/prix, puisqu'ils ont une durée de vie plus longue). Pourtant, l'existence de conditions satisfaisantes, aussi bien du côté de la demande que de celui de l'offre, n'a pas suffi à susciter la création d'un marché, qui aurait incité à protéger les récifs coralliens. Cette situation peut s'expliquer par l'absence de mécanisme de certification garantissant que les produits vendus respectent certains critères environnementaux.

Le Marine Aquarium Council (MAC) a été créé en 2000-2001 pour combler ce vide institutionnel. Le MAC, qui est composé de 2 200 membres appartenant à la filière de l'aquariophilie marine, des associations de protection de la nature, des organismes publics et la communauté scientifique, est chargé d'élaborer un programme de certification valorisant les éléments décoratifs d'origine marine acquis au moyen des techniques les moins destructives possible pour les récifs coralliens et d'autres aspects de la biodiversité marine. Le programme de certification mis en place a facilité la création d'un marché des éléments décoratifs d'origine marine obtenus selon des pratiques durables.

Source : Holthus (2001).

marchés des énergies renouvelables certifiées (Nunes et Riyanto, 2003). D'autres dispositifs de certification cherchent à avoir un effet plus direct sur la biodiversité. Il s'agit principalement de marchés de biens et services qui sont directement produits à partir de ressources biologiques : récifs coralliens (Holthus, 2003 ; Cesar, 2003), produits ligneux (Baharuddin, 2003 ; Pearce,

2001 ; Kahn, 2001), produits non ligneux (Acharya, 2001 ; Kahn, 2001), faune sauvage (Hutton, 2001) et services d'écotourisme bénéficiant d'une certification (Charte européenne du tourisme durable dans les espaces protégés, par exemple).

Dans le cas des bois tropicaux, l'un des programmes de certification les plus connus est SmartWood, qui certifie les exploitations forestières durables en Amazonie brésilienne. Ce programme a déjà eu un impact important sur la rentabilité des exploitations forestières ayant obtenu cette certification. Récemment, l'une des plus grandes chaînes du monde d'aménagement de la maison a décidé de vendre uniquement des produits forestiers bénéficiant d'un écolabel (Kahn, 2001).

Les instruments financiers au service de la biodiversité

En règle générale, le rôle des marchés de capitaux consiste à diriger les ressources financières disponibles dans une partie de l'économie (mondiale) source d'épargne vers une autre, qui a besoin d'investissements. En principe, grâce aux connaissances spécialisées de segments particuliers des marchés locaux, croisées avec la couverture nationale, voire internationale, de certaines institutions financières, l'épargne d'une région donnée peut aller partout où elle peut être utilisée avec le meilleur rendement. En conséquence, les investisseurs interviennent fréquemment sur des marchés qu'ils connaissent fort peu et qui sont par ailleurs très éloignés de leur propre pays et de leur quotidien. De même que pour les consommateurs, ce qui intéresse généralement les investisseurs, c'est de placer leurs ressources dans des lieux et des projets combinant des rendements financiers raisonnables et une production de biens et services importants à leurs yeux, tels que ceux de la biodiversité. Or, de nombreux fonds et gestionnaires financiers peuvent annoncer qu'ils proposent, et sont en mesure, d'apporter à la fois des services financiers et des services environnementaux, d'où la nécessité, là encore, d'une certaine forme de certification. Tout comme pour les autres biens et services, l'information des consommateurs de services financiers passe obligatoirement par l'instauration de normes, d'un contrôle et d'une certification.

Rôle des pouvoirs publics dans le soutien à la création de marchés

Comme nous l'avons mentionné plus haut, les marchés de capitaux ont pour fonction de servir de lien entre les sources de financement et les opportunités d'investissement. Dans le cas de la biodiversité, les opportunités d'investissement dans des projets susceptibles de se combiner à des flux de biens et services de la biodiversité sont fréquentes dans des parties du monde où ces marchés sont quasiment inexistants. Les pouvoirs publics pourraient notamment décider de créer des fonds ciblant des régions où il pourrait y avoir compatibilité entre les projets de développement et des activités de conservation

Encadré 6.3. **Marchés de capitaux et conservation de la biodiversité**

Ces dernières années ont vu se développer toute une gamme de produits financiers en faveur de la conservation de la biodiversité, et notamment :

Les produits de crédit-bail

Avec la location-exploitation applicable à la protection de l'environnement, l'établissement bancaire lui-même investit dans un actif ayant un effet positif sur l'environnement (par exemple : économies d'énergie réalisées grâce à un équipement respectant l'environnement).

Fonds dédiés

Il s'agit de fonds d'investissement destinés à des projets de développement durable spécifiques (par exemple : énergie éolienne, agriculture biologique, innovation, plantations forestières, climat).

Fonds d'investissement en actions (ou fonds communs de placement)

Ces fonds d'investissement achètent des actions de sociétés répondant à des critères de durabilité. Cette forme d'investissement se développe très rapidement.

Capital-risque

Les sociétés de capital-risque investissent dans des entreprises qui ne sont pas encore cotées. Même si elles ont souvent une certaine connaissance du secteur dans lequel elles investissent, elles sont avant tout intéressées par un « modèle d'entreprise » et par le potentiel de l'entreprise concernée.

Fonds de financement bonifié (y compris les crédits hypothécaires verts)

Il s'agit de fonds bénéficiant d'aides publiques afin de rendre le système plus efficace. Ces fonds offrent des prêts à des conditions favorables pour les projets environnementaux. L'exemple des fonds environnementaux instaurés aux Pays-Bas sera longuement étudié plus loin.

Comptes verts

Il s'agit de comptes de dépôt sur lesquels une part des sommes déposées est reversée sous forme de don à des causes défendant la nature ou l'environnement (au WWF, par exemple).

Comptes d'épargne verts

Il s'agit de comptes pour lesquels la banque garantit que les fonds déposés seront exclusivement investis dans des sociétés ou des projets contribuant au développement durable.

Source : Bellegem et Eijs (2001b).

de la biodiversité. Ces fonds et activités d'initiative publique pourraient constituer une solution parmi d'autres pour canaliser une partie des ressources disponibles sur les marchés financiers vers des domaines susceptibles d'être favorables à la biodiversité (voir encadré 6.4).

Certains des services (et avantages) offerts par les activités de conservation de la biodiversité l'étant inévitablement sous forme non marchande, il est probable que les rendements de ces investissements combinés soient inférieurs à ceux d'autres secteurs. Toutefois, le rendement des investissements dans des entreprises « respectueuses de l'environnement » se sont révélés comparables,

Encadré 6.4. Les fonds dédiés aux Pays-Bas

Le gouvernement néerlandais a mis en place un dispositif permettant à des personnes physiques de placer leur épargne ou d'investir dans un « fonds environnemental » opérant des placements exclusivement dans des projets en faveur de l'environnement (par exemple : sylviculture, agriculture biologique, conservation de la nature, etc.). En d'autres termes, ce fonds fonctionne sur la base de projets, et non d'entreprises (c'est-à-dire qu'il n'achète pas de parts sociales comme le font les fonds communs de placement). Les intérêts et dividendes servis par ce fonds environnemental sont exemptés de l'impôt sur le revenu. Comme les revenus des placements ainsi réalisés par les investisseurs ne sont pas imposés, ils peuvent concurrencer les rendements obtenus par les fonds d'investissement classiques sur le marché. Cet avantage fiscal a pour objectif d'encourager l'investissement dans de grands projets environnementaux concernant, entre autres, les forêts et les zones naturelles, les énergies durables et les écotecnologies.

L'existence d'avantages fiscaux constitue l'une des principales incitations, pour les investisseurs privés, à participer au Système de fonds environnementaux. Néanmoins, dans la pratique, l'épargne privée ne bénéficie guère de cette exonération fiscale car le taux de rendement de ces placements est plus faible. En dépit de ces gains peu élevés, les investisseurs continuent de souscrire à ce fonds d'une part pour des motifs écologiques, et d'autre part, parce qu'il s'agit de placements peu risqués. Ce système permet essentiellement d'offrir aux entrepreneurs investissant dans des projets environnementaux des taux d'intérêt plus faibles, puisqu'ils sont généralement inférieurs de 2 points environ aux taux du marché. Ces taux ne peuvent être proposés que parce que la rémunération servie aux épargnants est peu élevée. Le Fonds environnemental s'est révélé être un instrument financier à la fois très populaire et en expansion rapide, qui permet de dégager des capitaux pour des projets de développement durable.

Source : Bellegem, et al. (1997).

voire supérieurs, à ceux obtenus dans de nombreux autres secteurs (OCDE, 2003). Pour que cette situation perdure, il faudra vraisemblablement que les pouvoirs publics s'impliquent plus activement dans l'organisation d'activités d'investissement combinant protection de la biodiversité et rendement économique. En principe, il devrait y avoir intervention publique lorsque les avantages non marchands de la biodiversité sont totalement internalisés dans l'activité économique. Tout comme pour d'autres activités encouragées par les pouvoirs publics, un régime fiscal avantageux pour les activités de conservation de la biodiversité se justifie dans la mesure où le rendement social est supérieur au rendement privé. Il pourrait s'agir, entre autres, de déductions fiscales ciblées, de régimes fiscaux avantageux pour les plus-values, voire d'une forme ou d'une autre de garantie publique qui ferait de l'activité considérée un placement peu risqué.

Enfin, les pouvoirs publics peuvent aussi, comme ils le font pour d'autres marchés concernant la biodiversité, intervenir de manière plus indirecte sur les marchés de capitaux, en l'occurrence en définissant des normes et en assumant le rôle d'organisme de certification. Bien souvent, faute d'avoir été soumis à une forme indépendante de contrôle, les arguments avancés par les entreprises concernant l'intérêt de leurs projets manquent avant tout de crédibilité. Dans ce domaine, comme dans celui des biens de consommation, il appartient logiquement aux pouvoirs publics d'édicter des normes et des règles de certification. Il faudrait qu'ils notent les différents mécanismes financiers, afin de permettre aux investisseurs non avertis d'évaluer les allégations environnementales des fonds en concurrence.

Capital-risque

Dans la mesure où une multitude de biens et services issus de la biodiversité est susceptible de trouver des applications commerciales, par exemple dans le domaine des biotechnologies ou de la médecine, on peut à juste titre penser que la mise en place de marchés de capitaux dans ces secteurs correspond à autant de tentatives pour créer des flux complexes d'avantages offerts par la biodiversité. Un segment spécialisé des marchés de capitaux est consacré aux investissements présentant plus de risques que la moyenne aux tout premiers stades de développement des entreprises : le marché du capital-risque. De façon générale, les intervenants sur ce marché sont conscients que leurs investissements sont fragiles, mais que le risque est compensé par les possibilités de gains substantiels. Parmi les sociétés de capital-risque s'intéressant, au moins en partie, à la biodiversité, nombreuses sont celles qui allient l'enthousiasme des organisations non gouvernementales aux compétences des entrepreneurs privés et des experts en investissement. L'EcoEnterprises Fund, qui a été créé par Nature Conservancy, a pour objectif de soutenir des entreprises respectueuses de l'environnement en Amérique latine et dans les Caraïbes, en partenariat avec des organisations non gouvernementales (voir encadré 6.5).

Encadré 6.5. L'EcoEnterprises Fund

L'EcoEnterprises Fund se compose, d'une part, d'un fonds de capital-risque doté de 6.5 millions d'USD, qui investit dans des petites et moyennes entreprises respectueuses de l'environnement d'Amérique latine et des Caraïbes, et d'autre part, d'un fonds d'assistance technique disposant d'un budget de 3.5 millions d'USD, qui prend en charge les coûts de gestion du fonds et offre aux entreprises des services de conseil pour de futurs projets.

Le fonds de capital-risque investit dans des sociétés à tous les stades de leur développement. Il offre à chacune un financement pour amorcer un processus de croissance à long terme. La structure des investissements repose sur tout un éventail d'instruments, en particulier :

- Prises de participation minoritaire au capital
- Titres subordonnés assimilables à des fonds propres
- Titres d'emprunt
- Un mélange de ces instruments.

Le choix des instruments financiers utilisés est déterminé en fonction des critères suivants :

- Besoins de l'entreprise
- Avantages potentiels pour la conservation des ressources
- Autres aspects environnementaux et sociaux du projet.
- Situation économique et financière du pays
- Taux de rendement prévu
- Stade de développement de l'entreprise.

La sortie de l'organisme financier peut passer par un rachat négocié, la vente d'entreprises ou la liquidation de la dette sur les bénéfices réalisés.

Le **fonds d'assistance technique** couvre les coûts de gestion foncière et prend en charge les services de conseil fournis aux entreprises et aux organisations sans but lucratif qui sont leurs partenaires dans des projets prospectifs.

Les services de conseil peuvent comprendre :

- L'établissement d'un plan d'entreprise
- Le marketing
- La formation dans des domaines techniques tels que l'écotourisme et l'agriculture biologique
- La comptabilité et le contrôle financier
- L'établissement d'indicateurs environnementaux et de programmes de suivi.

Encadré 6.5. **L'EcoEnterprises Fund** (cont.)

Compte tenu de son caractère composite, pour partie projet de développement et pour partie projet environnemental, le fonds offre aux projets retenus les moyens d'accéder à des formes de production complexes. Par ailleurs, en raison de la dimension caritative du soutien accordé, il est évident que les profits potentiels ont toutes chances de provenir intégralement de flux de biodiversité et non de flux de capitaux.

L'apparition de ce type de fonds hybrides est particulièrement favorable à la biodiversité, car les gestionnaires sont plus libres dans leurs choix d'investissement que ne le sont leurs homologues des fonds communs de placement. Un instrument similaire, le Sustainable Equity Fund (SEF), est en passe d'être créé au Costa Rica (voir Geelhaar, 2001). Ce fonds investira principalement dans des entreprises du secteur de l'alimentation biologique et du bois produit selon des méthodes durables. Plusieurs initiatives remarquables, parmi lesquelles le Terra Capital Fund, qui a fonctionné pendant un certain nombre d'années en Amérique latine, ont montré à quels obstacles il fallait s'attendre dans ce domaine (voir Moles, 2001 et encadré 6.6).

Alors que les fonds communs de placement cherchent avant tout à acheter des actions d'entreprises qui sont (ou seront) cotées, les sociétés de capital-risque interviennent beaucoup plus en amont et vendent généralement leur participation dans l'entreprise lorsque les particuliers commencent à s'y intéresser. Même si elles ont souvent une certaine connaissance du secteur dans lequel elles investissent, elles vont plus probablement s'intéresser au plan stratégique que l'entreprise cherche à mettre en place, ainsi qu'au potentiel spéculatif de cette dernière. Ce modèle financier coïncide bien, en effet, avec le développement du secteur de la biodiversité. Pour que les projets liés à la biodiversité aient des rendements appropriés, il est essentiel de réunir des investisseurs avertis ou motivés et des intérêts spéculatifs.

Si le capital-risque vient utilement compléter les autres sources de financement au service de la biodiversité, il convient toutefois de lui donner une place particulière parmi ces autres instruments et mécanismes. Le seul intérêt que présente le capital-risque réside dans le fait qu'il permet de mettre en présence des investisseurs très avertis ou extrêmement motivés et des projets spéculatifs destinés à sonder l'utilité potentielle de la biodiversité. Une réglementation officielle de ces marchés est donc indispensable si l'on veut que les investisseurs impliqués satisfassent à ces critères et que le fonctionnement des activités mises en place soit conforme à ce qui avait été

Encadré 6.6. Le Terra Capital Fund

Ce fonds de capital-risque a été créé en 1998, en partenariat, par des organismes appartenant aux secteurs de la finance, de la banque et de la conservation de la nature. A une époque, il disposait de 25 à 50 millions d'USD.

Évaluation réalisée en 2002

- Le portefeuille est considéré comme trop risqué et n'apportant aucune assurance de rendement au-delà de trois ans.
- Le gestionnaire a dû faire preuve de volontarisme dans des transactions délicates, augmentant ainsi les risques pour les actionnaires.
- Le fonds était tenu à des activités de type développement, mais aucune structure n'avait été prévue pour faire face à cette contrainte.
- Forte courbe d'apprentissage (les deux premiers projets étaient de mauvais investissements).
- Environnement opérationnel très difficile (aux niveaux macroéconomique et régional), la plupart des secteurs étant confrontés à une concurrence de l'économie parallèle.
- La petite échelle des activités du fonds en a compromis la gestion. Le suivi étroit du conseil d'administration n'a pas été d'un rapport coût-efficacité satisfaisant.

Conclusions pour les investisseurs

- Le Terra Capital Fund n'a pas répondu aux attentes des investisseurs.
- Conclusions concernant la structure du fonds :
 - ❖ Elle doit être simplifiée.
- Conclusions concernant les activités du fonds :
 - ❖ Établir une base de référence avant de créer le fonds (réaliser des projets pilotes, investissements directs, etc.).
 - ❖ Affecter des ressources à la formation des gestionnaires et des entrepreneurs.
 - ❖ S'assurer que le profil de risque des activités est constamment compatible avec les attentes des principaux investisseurs.
 - ❖ Faire preuve de prudence lors de l'adaptation à d'autres pays des modèles établis pour des pays « avancés ». Ce qui marche aux États-Unis ne marchera probablement pas en Amérique latine.

Source : Moles (2003).

annoncé. Rien ne s'oppose à ce que le capital-risque alimente ces activités tant que les pouvoirs publics veillent à ce que les opérateurs peu scrupuleux intervenant sur ces marchés ne puissent abuser les investisseurs non avertis.

Échanges dettes/nature

Lorsque les pouvoirs publics poursuivent des objectifs de conservation de la biodiversité, ils peuvent également intervenir plus indirectement par le biais des marchés de capitaux, entre autres en investissant dans l'acquisition de créances (et non dans une participation au capital), qui peuvent ensuite être échangées contre la fourniture de biens et services de la biodiversité. Différents échanges dettes/nature ont ainsi vu le jour depuis la fin des années 80, l'objectif étant d'inciter des pays en développement lourdement endettés à protéger la biodiversité. Ces mécanismes annulent une partie de la dette d'un pays sous réserve qu'il accepte de fournir certaines prestations en faveur de la biodiversité⁴. Pearce (2004) note que les échanges dettes/nature correspondent tout à fait à la création de marchés : « le pays endetté dispose d'un droit de propriété sur une ressource naturelle et accepte de le limiter partiellement en contrepartie du versement de paiements par les bénéficiaires de la conservation en résultant. Il est indispensable que le gouvernement détenteur de cette ressource participe au dispositif, puisque les droits dont il dispose sont limités et que se posent des questions de souveraineté nationale. Par ailleurs, cependant, l'engagement des pouvoirs publics réduit les coûts de transaction. A l'évidence, il est également nécessaire que les gouvernements des pays prêteurs s'engagent lorsque la dette en question est une dette publique ».

Pearce (2004) et Sudo (2003) mettent en évidence les caractéristiques de ces programmes :

- Les conversions de dettes sont strictement limitées aux créances dues à des bailleurs de fonds privés tels que les banques commerciales – ainsi qu'à la dette publique bilatérale, c'est-à-dire aux créances dues aux gouvernements de pays étrangers. La dette multilatérale (prêts de la Banque mondiale, par exemple) n'entrant absolument pas dans ce cadre, les perspectives de développement de cet instrument s'en sont trouvées restreintes.
- Les conversions de dettes impliquent le rachat (généralement par un organisme international de conservation de la nature ou des gouvernements) de la dette d'un pays en développement sur le marché de la dette secondaire.
- Le montant de la dette rachetée subit une très forte décote. Autrement dit, le prix de remboursement est très inférieur à la valeur nominale de la dette.
- L'acquéreur de la dette secondaire est tenu de renoncer à sa créance – généralement en convertissant la dette en devises en dette en monnaie nationale – contre l'engagement pris par le gouvernement du pays débiteur, en général par le truchement d'une ONG locale de défense de l'environnement, d'offrir, sous une forme ou sous une autre, des services en faveur de la biodiversité (par exemple : protection de zones écologiquement importantes, formation d'agents de protection de la nature, réduction des menaces de pollution, etc.).

Encadré 6.7. Échanges dettes/nature

L'Enterprise for the American Initiative (EfAI), lancée en 1990, est l'un des plus célèbres échanges dettes/nature impliquant des gouvernements et des ONG. Cette conversion de dettes concernait les pays d'Amérique Latine et des Caraïbes ayant bénéficié de prêts des États-Unis. Le Tropical Forest Conservation Act de 1998 (TFCA – loi relative à la protection des forêts tropicales) a été la première loi à autoriser des réductions de dettes en échange de mesures de protection de la forêt. De 1991 à 1993, les conversions de dettes réalisées au titre de l'EAI se sont élevées à 875 millions d'USD en valeur nominale et ont donné lieu à la création de fonds fiduciaires locaux dans sept pays d'Amérique Latine ou des Caraïbes pour un montant de 154 millions d'USD. Le TFCA prévoit une autorisation de financement à hauteur de 325 millions d'USD. La Suisse, autre pays pionnier des échanges dettes/nature, a mis en place en 1991 un Programme suisse de désendettement. Les conditions requises pour bénéficier de ce programme sont les suivantes : le pays endetté doit avoir lancé une réforme économique, être un état de droit et avoir mis en place un programme général de désendettement. Les transactions effectuées par la Suisse ont porté sur une dette de quelque 460 millions d'USD en valeur nominale, soit plus de 160 millions d'USD en valeur de remboursement et en fonds d'investissement (l'effet de levier semble être nul dans les transactions suisses).

Source : Pearce (2004).

Le tableau 6.1, qui répertorie plusieurs des échanges dettes/nature réalisés jusqu'en 2003, donne certains éléments d'information relatifs à l'efficacité de ces instruments et à leurs potentialités. Tout d'abord, les transactions ont surtout concerné des pays « de mégadiversité » ou « zones à risque pour la biodiversité ». Pearce (2004) s'interroge sur la valeur réelle de cette tendance. Il note que les sites considérés comme zones à risque sont généralement classés dans cette catégorie du fait qu'ils sont particulièrement menacés par un appauvrissement de leur biodiversité, mais l'existence de telles menaces peut précisément signifier qu'investir dans la conservation de la nature peut être extrêmement risqué. Par ailleurs, la plupart des opérations de conversion de dettes concernent des pays d'Amérique Latine et d'Asie, alors que seules quatorze conversions de dettes ont eu lieu en Afrique. Les échanges dettes/nature sembleraient donc être conclus dans des pays relativement stables, c'est-à-dire présentant relativement peu de risques. Or, de nombreux pays de mégadiversité (pays africains, par exemple) sont justement ceux où l'environnement d'investissement est parmi les moins stables. Il faut en outre noter que dans de nombreux cas, les capitaux en jeu sont peu importants (la moitié environ des transactions ont un prix de rachat inférieur

Tableau 6.1. **Échanges dettes/nature 1987-2003**

Pays concernés (nbre d'opérations de conversion de dettes)	Bailleurs de fonds/acheteurs	Années	Valeur nominale totale de la dette (en millions d'USD, chiffres arrondis)	Valeur totale de la dette après décote (en millions d'USD, chiffres arrondis)
Bolivie (6)	CI, EAI, TNC/WWF Suisse, Allemagne	1987, 1991, 1992, 1993, 1996, 1997	115	>10
Pérou (6)	WWF, CI, TNC, Suisse, Allemagne, Canada, Finlande	1993, 1995, 1998, 1999, 2002	232	36
Mexique (13)	CI, USAID (participation à un échange dettes/nature seulement)	1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997,	5	3
Costa Rica (8)	WWF, TNC, Suède, Pays-Bas, NPF, Rainforest Alliance, Canada, Espagne	1988, 1989, 1990, 1991, 1995, 1999	100	25
Équateur (6)	Suisse, Japon, Belgique, WWF, TNC, MBG	1987, 1989, 1992, 1994	>62	>19
Nicaragua (3), Honduras (2), El Salvador (2), Jamaïque (2), Panama (2), Chili (1), Brésil (1), Colombie (1), Guatemala (2), Belize (1), République Dominicaine (1)	Allemagne, TFCA, Canada, Suisse, TNC, CI, USAID	1991, 1992, 1993, 1994, 2000, 2001	465 (dont 271 dans le cadre d'un échange entre EA et la Jamaïque)	>68
Tunisie (5)	Pays-Bas	1992, 1994, 1995, 1996, 1997	26	n.a.
Jordanie (6)	Allemagne, Italie, France, Suisse	1994, 1999, 2000, 2001	203	>50
Égypte (2), Syrie (1), Maroc (1), Algérie (1)	Suisse, Italie, Allemagne	1995, 2000, 2001, 2002	528	>281
Philippines (7)	WWF, USAID, Allemagne, TFCA	1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1996, 2002	64	39
Vietnam (3), Bangladesh (1)	Allemagne, TFCA	1996, 1999, 2000, 2001	56	24
Madagascar (6)	WWF, CI, PNUD, Pays-Bas	1989, 1990, 1991, 1993, 1996,	16	>7
Guinée-Bissau (2), Cote d'Ivoire (1), Tanzanie (2), Nigeria (1), Ghana (1), Zambie (1)	Belgique, Suisse, NCF, DDC, CI, SI, WWF	1989, 1991, 1993, 1995, 1997	51	5
Pologne (2)	Fonds environnemental polonais via le Club de Paris	1992	2 897	571
Bulgarie (1)	Suisse	1996	20	20
TOTAL, Pologne non comprise (100)			1 943	582
TOTAL, Pologne comprise (102)			4 840	1 153

Source : : Pearce (2004), adapté de Sudo (2003).

à 2 millions d'USD). Enfin, il apparaît qu'à ce jour, les ONG internationales jouent un rôle significatif dans ces transactions. Quelque 50 % de l'ensemble des conversions de dettes ont impliqué une grande ONG, le plus souvent le Fonds mondial pour la nature (WWF) et Conservation International (CI).

L'efficacité environnementale réelle de ces mécanismes n'est pas certaine dans la mesure où les services faisant l'objet de transactions présentent des caractéristiques de bien public. Pearce (2004) note que de nombreux autres bénéficiaires ne versent rien en échange de la protection qui en découle, de sorte que les montants effectivement déboursés ne mesurent pas le consentement à payer *au niveau mondial* pour la conservation de la nature. Au contraire, comme l'indique Ruitenbeek (1992), ce chiffre correspond au prix d'offre. On peut logiquement s'attendre à ce que des conversions de dettes différentes aient des prix implicites différents, puisque les caractéristiques du « bien » acheté ne seront pas les mêmes (par exemple : la qualité de la zone protégée variera, de même que les programmes mis en place). Pearce et Moran (1994) ont calculé que le « prix » implicite versé pour une conversion de dettes « moyenne » est de l'ordre de 0.05 USD par km² de terre protégée. Il est à noter qu'en raison de l'existence de comportements de type passager clandestin, on ne peut pas considérer qu'il s'agit là d'une valeur générale applicable à l'échelle mondiale. Il est difficile de déterminer si ce montant suffit à compenser le coût d'opportunité de la conservation.

Même s'il apparaît que certaines formes de marché peuvent à bien des égards compléter les moyens traditionnels de financement de la conservation de la nature, il n'est pas certain qu'elles soient *en elles-mêmes* suffisantes pour compenser la valeur des autres usages. Les travaux réalisés par Pearce et Pearce (2001) et Pearce (2003) montrent que si les terres portant des forêts tropicales ont une valeur commerciale proche de zéro, les zones boisées situées à plus basse altitude atteignent des coûts d'opportunité très supérieurs à 5 USD. Au minimum, cela veut dire que certains échanges dettes/nature contribuent à la protection de zones éloignées qui le sont le moins à même d'être reconverties. De plus, en raison de l'absence de scénario (contrefactuel), on ne sait pas très bien si les fonds consacrés à la protection de la nature suite à une conversion de dettes vont véritablement s'ajouter aux fonds qui auraient généralement été dégagés à cette fin. Il est donc difficile de tirer des conclusions tant que nous ne disposons pas d'une véritable évaluation *a posteriori* des menaces liées à la conversion et des impacts environnementaux des échanges dettes/nature (Pearce, 2004).

Renforcement des capacités scientifiques et techniques

Enfin, l'investissement dans la création de marchés peut aussi passer par des activités d'information et de recherche fondamentale. L'information et l'expertise étant essentielles au développement des marchés, plus on

connaîtra la nature des biens et services de la biodiversité, plus le fonctionnement de ces marchés s'améliorera. Les pouvoirs publics peuvent financer la recherche fondamentale dans ce domaine, ou bien la mise en place de nouveaux réseaux et centres de documentation permettant la diffusion des travaux existants.

Le renforcement des capacités scientifiques est censé apporter les informations et les compétences permettant aux pays de valoriser les potentialités de leurs ressources. Dans le cas de la biodiversité, il se limite tout d'abord essentiellement au recueil, à la systématisation et à la diffusion des connaissances. Sur le plan scientifique, il est manifestement indispensable de renforcer les capacités. En effet, alors que l'on estime entre 5 et 100 millions le nombre total d'espèces sur la terre, à peine plus de 1.5 million ont reçu une description officielle et un nom au sens taxonomique du terme. En outre, les connaissances taxonomiques sont très inégales, tant du point de vue géographique que du point de vue écologique – par exemple, les deux tiers des espèces connues sont des insectes. Toutefois, les besoins ne concernent pas seulement les données écologiques, mais également les données socio-économiques, comme l'évaluation monétaire et le comportement. Or, ces deux types de données sont des éléments facilitant considérablement la création de marchés. Les organismes impliqués dans les actions de renforcement de capacités sont presque exclusivement des institutions gouvernementales et non gouvernementales, ce qui indique bien que ce service présente des caractéristiques de biens publics. A titre d'exemple, on peut citer l'Initiative taxonomique mondiale et le Millennium Ecosystem Assessment, un programme d'évaluation de l'état des écosystèmes mondiaux au début du troisième millénaire. Les marchés de la biodiversité ayant également un caractère de bien privé, les opérateurs privés peuvent eux aussi participer plus activement au développement (et au financement) de ces activités de renforcement des capacités.

Le renforcement des capacités scientifiques et techniques facilite doublement la création de marchés de la biodiversité :

- En sensibilisant davantage les consommateurs et acteurs à la biodiversité et en améliorant les connaissances et les informations qui leur sont communiquées sur ce thème.
- En diffusant des *méthodes* durables de protection de la biodiversité auprès des organismes centraux, ainsi qu'auprès des collectivités et des acteurs locaux.

Les informations provenant de ces différentes actions sont utilisées par les consommateurs, les acteurs du secteur, les décideurs publics et les planificateurs. En ce qui concerne les consommateurs, la diffusion de l'information et la plus grande sensibilisation aux questions de biodiversité

influent sur leurs préférences et, en conséquence, sur la formation de niches de marché. Pour que des marchés de la biodiversité puissent se développer, il est capital que l'opinion publique y soit sensibilisée. Les groupes d'acteurs bénéficient de la diffusion des connaissances dans le domaine de la biodiversité de multiples façons, comme la formation à des méthodes durables de conservation de la biodiversité, ainsi que les techniques de production et de marketing. Ces partages et échanges d'informations contribuent à diluer les coûts de R-D et de production et font chuter les coûts de transaction. Ils aident par ailleurs les décideurs et planificateurs, qui ont constamment besoin d'un apport et d'échanges d'informations pour pouvoir fixer des priorités et des objectifs. Une collecte et une diffusion judicieuses de l'information peuvent également améliorer le suivi et le contrôle de la biodiversité – à la fois directement en utilisant les informations en question et indirectement par le biais du renforcement des capacités.

De nombreux pays ont mis en place des initiatives nationales destinées à promouvoir la diffusion d'informations scientifiques et de renforcer les capacités. C'est ainsi que la UK Darwin Initiative a financé, entre autres, le projet Biomap en Colombie. De son côté, l'USAID a financé le Southern African Botanical Diversity Network (SABONET) et ses efforts de collecte et de diffusion de l'information. Le Réseau européen d'information et d'observation pour l'environnement (EIONET) alimente le Centre mondial d'information sur la biodiversité (GBIF). On trouve de nombreux autres exemples de financement d'activités de collecte de données à petite échelle – en particulier dans les pays de l'OCDE.⁵

Parmi les initiatives majeures de collecte, de systématisation et de diffusion des connaissances relatives à la biodiversité engagées à l'échelle mondiale, citons l'Initiative taxonomique mondiale (GTI) et le Programme d'évaluation de l'état des écosystèmes mondiaux au début du troisième millénaire (Millennium Ecosystem Assessment). La première a été lancée pour répondre à l'objectif fixé par la CDB de disposer, à l'échelle de la planète, d'experts en prospection et catalogage des espèces. La GTI, qui est financée par des organismes publics de nombreux pays, est progressivement mise en œuvre. A l'heure actuelle, s'achève une série d'ateliers régionaux destinés à déterminer les besoins des différents pays en recherche taxonomique – l'objectif étant de pouvoir établir des priorités en la matière. Le Programme d'évaluation de l'état des écosystèmes mondiaux est quant à lui le plus ambitieux projet de renforcement de capacités scientifiques au niveau mondial. Il s'agit d'un programme de travail international visant à répondre aux besoins des décideurs et du grand public sur les conséquences de l'évolution des écosystèmes pour le bien-être de l'humanité, ainsi que les solutions permettant d'y faire face. Ce programme, qui a été lancé par les Nations Unies en juin 2001, est censé aider à répondre aux besoins d'évaluation de la Convention sur la diversité biologique, de la Convention des Nations Unies

sur la lutte contre la désertification, de la Convention Ramsar sur les zones humides et de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage, ainsi qu'aux besoins d'autres usagers du secteur privé et de la société civile. Il a pour mission de synthétiser les informations tirées des publications scientifiques, des corpus de données et des modèles scientifiques, et exploite les connaissances du secteur privé, des praticiens, ainsi que des communautés locales et des populations indigènes. Les résultats de ces travaux, qui sont considérés comme des résultats scientifiques, sont donc soumis à un examen par les pairs. Une évaluation effectuée par 13 membres contrôle les aspects techniques des évaluations effectuées par plus de 500 auteurs participant à quatre groupes de travail d'experts.

Mesures de soutien aux créateurs de marchés – conclusion

Alors que les pouvoirs publics ont un rôle important à jouer pour aider les autres acteurs à former de nouveaux marchés, leur rôle de facilitateur, quoique plus subtil, n'en est pas moins aussi essentiel. Ce rôle est triple :

Il consiste tout d'abord à fournir des informations. Il en va des marchés de la biodiversité comme des marchés des biens et services : il appartient aux pouvoirs publics de veiller au contrôle et à l'agrément des divers acteurs et structures intervenant sur ces marchés. Les créateurs de marchés de la biodiversité peuvent être des opérateurs légitimes, mais pas nécessairement, d'où l'importance de la réglementation pour écarter les opérateurs inconséquents. En l'absence d'une réglementation appropriée, ces marchés risquent de disparaître faute de crédibilité.

Les pouvoirs publics peuvent par ailleurs promouvoir les marchés engendrant d'importantes externalités positives. Tout comme pour d'autres activités privées ayant des effets significatifs sur les objectifs des politiques publiques, les pouvoirs publics sont en mesure de favoriser ces externalités positives grâce à un régime fiscal avantageux ou d'autres avantages systématiques. Ce traitement favorable, qui se justifie lorsque le rendement social est supérieur au rendement financier, a déjà été étendu à tout un éventail de dispositifs dans un grand nombre de pays membres.

Le rôle des pouvoirs publics consiste enfin à encourager la création de marchés spéculatifs dans des activités susceptibles de permettre l'internalisation des effets externes de la biodiversité. Ils peuvent ainsi donner leur aval ou apporter leur soutien à l'établissement de dispositifs plus spéculatifs, ou encore au financement d'activités génératrices d'information. La recherche fondamentale et les activités en réseau, parce qu'elles apportent l'expérience de base indispensable au développement de certains des biens et services de la biodiversité plus complexes, sont essentielles.

Notes

1. Ce constat s'explique par le comportement des entreprises, qui consacrent des sommes considérables pour mettre en avant leurs performances environnementales. Par ailleurs, la majorité des sondages font apparaître de fortes préférences pour des milieux propres et naturels.
2. Jones (2003).
3. Voir également Moran (2001), Bellegem et Eijs (2001a), et CCE (2001) pour une vue d'ensemble de la problématique de l'agriculture biologique et de la certification des produits bio.
4. Il existe des dispositifs similaires pour la mise en œuvre de politiques de la santé et de lutte contre la pauvreté.
5. Voir *Assessment of the Information Contained in the Second National Reports Concerning Cross-cutting Issues Under the Convention*, document UNEP/CBD/COP/6/INF/10. Consultable à l'adresse : <http://www.biodiv.org/doc/meetings/cop/cop-06/information/cop-06-inf-10-en.pdf>.

Références

- Acharya, Gayatri (2001), « Strengthening markets for biodiversity goods and services », Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Baharuddin, H.G. (2003), « Certification du bois : vue d'ensemble », FAO 2003, www.fao.org
- Bellegem, T. van, Beijerman, A., Eijs, A., Boxtel, M., Graveland, C., Wieringa, H. (1997) « Green investment funds: organic farming », Étude de cas sur les Pays-Bas destinée au document OECD/ENV/EPOC/BIO.
- Bellegem, T.M. van, et A. Eijs (2001a), « Market creation: organic agriculture in the Netherlands » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Bellegem, T.M. van, et A. Eijs (2001b), « Creating a market for environmentally-related financial products » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- CCE (1999), « L'évaluation de l'intérêt des consommateurs pour le café d'ombre du Mexique : Une analyse des marchés canadien, mexicain et américain », Secrétariat de la Commission de coopération environnementale de l'Amérique du nord.
- Cesar, Herman (2001), « The Biodiversity Benefits of Coral Reef Ecosystems: Values and Markets » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Geelhaar, Michel (2001), « Sustainable Equity Funds (SEF) to promote High Value Nature Tree Species Reforestation in Costa Rica », Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.

- Holthus, Paul (2001), « Creating markets for biodiversity resources and services: certification of the marine ornamentals trade ». Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Hutton, Jon, Perran Ross, et Grahame Webb (2001), « Using the Market to Create Incentives for the Conservation of Crocodilians: A Review » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Jones, D. (2003), « Organic Agriculture, Sustainability and Policy », *Organic Agriculture : Sustainability, Markets and Policy*, OCDE, Paris, pp. 17-30.
- Kahn, J. R. (2001), « The development of markets and economic incentives for sustainable forestry: application to the Brazilian Amazon » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Moles, P.(2001), « Terra Capital Investors » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Moles, P. (2003), « Venture Capital as a Financing Tool for Conservation Finance: Lessons Learned », Communication présentée au 5ème Congrès mondial sur les parcs : Sustainable Finance Stream, Durban, Afrique du Sud, septembre.
- Moran, D. (20001), « Market creation for biodiversity: the role of organic farming in the EU and US » Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Nieberg, H., et F. Offerman (2003), « The profitability of organic farming in Europe », dans OCDE (2003), *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, Paris, pp. 141-52.
- Nunes, P.A.L.D. et Yohanes E. Riyanto (2001), « Certification (eco-labeling) as a policy instrument to signal the non-market values of biodiversity: a critical review », Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- OCDE (2003), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, Paris.
- Pagiola, S. et G. Platais (2001), « Selling Biodiversity in Central America », Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.
- Pearce, D. et D. Moran (1994), *The Economic Value of Biodiversity*, UICN, Suisse: Gland.
- Pearce, D.W (2001), « The insurance industry and the conservation of biological diversity: an analysis of the prospects for market creation », Communication présentée à l'Atelier international sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, OCDE et Institut de la Banque mondiale (WBI), Paris, janvier 2001.

- Pearce, D.W. (2004), « Environmental Market Creation: saviour or oversell? » *forthcoming in Portuguese Economic Journal*.
- Ruitenbeek, J. (1992), The rainforest supply price: a tool for evaluating rainforest conservation expenditures, *Ecological Economics*, Vol. 6, n° 1, pp. 57-58.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (SCDB) (2001), *The Value of Forest Ecosystems*, Montréal, (CBD Technical Series n° 4).
- Simpson, D. (2001), « Bioprospecting as a Conservation and Development Policy: Overview and Insights from Three Cases », Communication présentée à l'Atelier OCDE/Banque mondiale sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, 25-26 janvier, Paris.

Chapitre 7

Panoplies de mesures en faveur de la biodiversité

Les décideurs disposent d'un grand nombre de méthodes et d'instruments pour créer des marchés de la biodiversité. Compte tenu de la multiplicité des objectifs à atteindre, le recours à une panoplie complète d'instruments doit être envisagé. Cette panoplie doit déboucher sur le dosage approprié de fourniture publique et de fourniture privée des biens et services, moyennant une association et une intensité adaptées des instruments employés. La partie purement publique de la biodiversité étant difficile à soumettre à un système marchand, elle devrait être traitée par des moyens non marchands. Cependant, de nombreux aspects de la biodiversité qui paraissent à première vue publics peuvent en fait être incorporés à l'économie de marché – et être pris en charge de façon optimale au moyen des outils et techniques évoqués dans les chapitres précédents. L'une des tâches importantes qui incombe aux pouvoirs publics consiste à déterminer à partir de quel point il est plus coûteux de recourir à ces outils et techniques qu'à d'autres moyens d'action (moins tournés vers le marché).

Pour les décideurs, le processus de création et de développement de marchés des biens et services de la biodiversité comporte de nombreux obstacles. De la mise en place des cadres juridiques et économiques à la mise en œuvre de bon nombre des instruments spécifiques qui sont indispensables au bon fonctionnement des marchés, la recherche de solutions efficaces est compliquée par l'étendue même de la biodiversité. Bien évidemment, cela débouche parfois sur des recoupements entre plusieurs instruments qui visent des problèmes étroitement liés. La politique agricole, par exemple, peut influencer celle visant les zones humides, laquelle peut elle-même empiéter sur la politique forestière. Même à l'intérieur d'un secteur géographique restreint tel qu'un écosystème, plusieurs instruments peuvent être en vigueur. L'intégration en une politique cohérente des différentes composantes examinées précédemment (pour résoudre les problèmes liés à la biodiversité) constitue une démarche importante qui doit être explicitement envisagée. Afin d'éviter des erreurs coûteuses, l'intégration des politiques devrait être prise en compte au début du processus de création de marchés. Il n'en importe pas moins de procéder de temps en temps à un réexamen systématique de la bonne intégration des politiques pour mettre fin aux recoupements imprévus et assurer la réalisation des objectifs.

Ce chapitre examine la question de l'intégration des instruments de façon à aboutir à des panoplies de mesures en faveur de la biodiversité. Comme l'ont montré les chapitres précédents, la création de marchés est un objectif qui peut être atteint par de nombreux moyens – que l'on peut souvent faire intervenir simultanément. Puisque ces moyens englobent aussi des mesures sans rapport avec les prix, il importe de vérifier que la panoplie d'instruments produit concrètement le meilleur résultat pour la biodiversité en occasionnant le moins possible de perturbations économiques. Comme dans beaucoup d'autres domaines complexes de l'action publique, les solutions pour la mise en place d'un cadre en vue de la protection et de l'utilisation durable de la biodiversité ne sont ni simples ni directes. Ce sont de véritables panoplies de mesures qu'il faut mettre en œuvre, de façon à prendre en compte les nombreuses dimensions de la biodiversité et les politiques existantes qui influent le cas échéant sur le problème visé.

Panoplies de mesures

La biodiversité possède à la fois de nombreuses caractéristiques publiques et des caractéristiques privées. Cette « mixité » oblige à s'interroger sur l'équilibre qui est requis entre les instruments fondés sur le marché et les autres pour atteindre les objectifs en matière de biodiversité, c'est-à-dire sur la panoplie d'instruments qui s'impose. La partie purement publique de la biodiversité étant difficile à soumettre à un système marchand, elle devrait être traitée par des moyens non marchands. Cependant, de nombreux aspects de la biodiversité qui paraissent à première vue publics peuvent en fait être incorporés à l'économie de marché – et être pris en charge de façon optimale au moyen des outils et techniques évoqués dans les chapitres précédents. L'une des tâches importantes qui incombe aux pouvoirs publics consiste à déterminer à partir de quel point il est plus coûteux de recourir à ces outils et techniques qu'à d'autres moyens d'action (moins tournés vers le marché).

Pour se faire une idée de certains problèmes que posent les panoplies de mesures, il faut être conscient que les instruments hors marché, tels que les réglementations, peuvent être utilisés en lieu et place des instruments de marché, mais aussi à titre de compléments. Ainsi, dans le second cas, ils peuvent faciliter la création de marchés, voire les créer directement, en réduisant les coûts de transaction – c'est le cas, par exemple, lorsqu'ils fixent un cadre juridique dans lequel les parties à une transaction peuvent obtenir réparation si un contrat n'est pas dûment exécuté. Dans le premier cas, au lieu d'utiliser un instrument fondé sur les prix, on peut appliquer un instrument réglementaire imposant la réalisation de l'objectif visé d'une manière donnée.

Un autre aspect des panoplies de mesures qui doit être pris en compte (et qui est lié à la « mixité » public/privé) concerne le dosage à l'intérieur de chaque groupe d'instruments (ceux fondés sur le marché et les autres). Comme nous l'avons déjà indiqué, on se trouve rarement en présence d'une situation où il suffit d'un seul instrument pour traiter les multiples dimensions de la biodiversité. Le processus d'élaboration de la politique doit explicitement viser à établir à l'intérieur du groupe des instruments fondés sur le prix un dosage idoine pour favoriser le développement du marché. Il importe aussi, dans cette optique, de bien doser les instruments non fondés sur les prix.

Plusieurs dimensions interviennent donc simultanément dans une panoplie de mesures : la « **mixité** » **public/privé** et l'**intensité d'utilisation des instruments** (notamment ceux fondés sur le marché) à l'intérieur de la panoplie.

Encadré 7.1. Choisir les mesures appropriées

Le choix de la mesure d'incitation appropriée nécessite une attention minutieuse, afin que l'instrument utilisé pour résoudre un problème donné soit le bon. Cela peut paraître évident, mais ne va pas toujours de soi. La plupart des problèmes liés à la biodiversité ont plusieurs solutions, mais une seule est la moins onéreuse.

Nous pouvons nous référer à des travaux anciens qui relèvent une équivalence entre les taxes et les permis négociables. Weitzman (1974) étudiait les circonstances dans lesquelles les premières seraient privilégiées par rapport aux seconds. En principe, ces deux instruments peuvent être employés pour résoudre des problèmes similaires. Dans la pratique, les contextes et les résultats peuvent diverger sensiblement. La création de marchés moyennant l'instauration de permis ou de contingents permet de cibler les quantités, mais ne permet pas vraiment d'anticiper l'augmentation du prix. Selon les possibilités permettant de limiter la quantité au niveau visé, l'augmentation du prix (et ses répercussions économiques) peut être très importante. De plus, les fluctuations quotidiennes de la demande, ainsi que les fluctuations de l'offre, peuvent susciter des variations quotidiennes du prix, comme dans le cas des taux de change et d'autres indicateurs nominaux. À l'inverse, une taxe détermine l'écart entre le prix à la consommation et le prix à la production, mais permet une fluctuation de la quantité. S'agissant de la biodiversité, l'exemple de la pêche illustre la distinction. Jusqu'à un niveau de capture donné, le stock de poissons se reconstitue au fur et à mesure. En revanche, si ce niveau est largement dépassé, l'exploitation risque de compromettre la viabilité de la ressource – on le constate aujourd'hui concrètement dans certaines zones de pêche de la planète. Dans ce cas, il est préférable de fixer la quantité de poissons qui peut être prélevée (au moyen de contingents individuels transférables) et de permettre au prix des produits halieutiques de varier en conséquence.

Il ressort implicitement de ce qui précède que la vaste gamme des circonstances dans lesquelles s'exprime l'action des pouvoirs publics en matière de biodiversité impose de recourir à un large éventail d'instruments. Cela suppose de faire preuve de créativité dans l'application des nombreux instruments qui sont à la disposition des décideurs. À la différence de certains domaines d'action qui requièrent un maniement extrêmement minutieux d'un petit nombre de leviers (la politique monétaire, par exemple), la création de marchés de la biodiversité comprend de multiples facettes. Une connaissance approfondie des atouts et des faiblesses de chaque moyen d'action est donc essentielle pour s'attaquer avec efficacité et efficience au problème rencontré. Pour les analystes qui œuvrent dans ce domaine, il s'agit de développer cette connaissance et d'apprendre à l'appliquer à des situations particulières. Les réflexions théoriques présentées dans ce manuel, ainsi que dans d'autres travaux connexes, donnent les moyens d'examiner dans le détail les différents contextes où s'inscrit l'action et de choisir l'instrument le plus adapté au problème à résoudre.

Biens public et biens privés

Comme indiqué précédemment, les biens qui par nature relèvent fortement du domaine public sont en situation d'approvisionnement insuffisant par rapport à ce que souhaite la collectivité (et au prix qu'elle est prête à payer en termes d'arbitrages par rapport à d'autres activités économiques). Cela étant, la mesure dans laquelle un bien ou service est public n'est pas une question figée. En effet, cela peut varier au fil du temps pour tout un ensemble de raisons, notamment les progrès technologiques grâce auxquels on peut contrôler plus facilement qui utilise une ressource (et comment). Tout comme les progrès technologiques ont permis d'ouvrir des marchés longtemps dominés par des monopoles publics (télécommunications et électricité, par exemple), la technologie aura une incidence sur l'action publique en matière de biodiversité. La surveillance et le suivi de la biodiversité sont l'un des domaines dans lesquels une telle évolution paraît plus que probable. A l'avenir, avec la télédétection et l'observation satellitaire, il sera vraisemblablement beaucoup moins coûteux de recueillir des informations et même de faire respecter les mesures en vigueur (voir les nombreux articles à ce sujet parus dans *Ambio*, Vol. 32, n° 8, décembre 2003).

Mesures pour les biens à caractère majoritairement privé

Dans le cas d'un bien à caractère majoritairement privé, il y a tout lieu de penser que la création du marché résultera simplement de la mise en place de cadres juridiques qui réduisent les coûts nécessaires pour acquérir les informations (sur les caractéristiques des produits, leur qualité et leur prix) et faire respecter les règles du marché. Une fois le marché créé, il est généralement plus efficient de recourir à des instruments fondés sur le marché (c'est-à-dire sur les prix) qu'à d'autres moyens pour améliorer son fonctionnement, car ils impliquent un besoin d'informations moindre. En l'occurrence, le décideur doit connaître l'objectif (souhaitable pour la collectivité) qu'il s'agit d'atteindre et savoir agir sur les leviers voulus pour y parvenir. Cependant, c'est aux individus et aux entreprises qu'il appartient de déterminer la meilleure façon de réaliser l'objectif.

Mesures pour les biens à caractère majoritairement public

Lorsque des biens ne sont pas adaptés aux conditions des marchés privés, un autre type d'intervention s'impose. S'agissant de biens publics, les mesures prises doivent avant tout veiller à maintenir l'équilibre entre les avantages procurés et les paiements (implicites ou explicites) effectués pour préserver la ressource. Le problème fondamental des biens publics vient de leur manque de rareté économique. Concrètement, dans une économie de marché, la biodiversité ne prend une valeur importante qu'en proportion de sa rareté au regard de la quantité que veulent les gens ou dont ils ont besoin.

Faire en sorte que toutes ses utilisations et fonctions soient bien comprises peut contribuer à déterminer quelle quantité de biodiversité est nécessaire au confort et à la santé des populations humaines – et par conséquent à définir son niveau de rareté économique. Cerner les valeurs inhérentes attribuées par les individus aux ressources de la biodiversité contribue aussi à garantir que l'utilisation qui en est faite est l'expression de la volonté des gens de préserver la biodiversité.

Une situation plus intéressante dans l'optique de l'étude des différentes mesures envisageables est celle où l'insuffisante rareté économique résulte d'une caractéristique physique particulière. En effet, il existe de nombreux exemples de biens ou services physiquement rares mais économiquement abondants. La structure d'un composé chimique découvert dans la nature perd sa rareté dès lors que des chimistes parviennent à synthétiser la molécule correspondante en laboratoire. Pour maintenir une valeur économique élevée, il s'agit alors de contrôler les possibilités d'utiliser ou de copier la molécule (médicament) dont disposent les autres. Une fois découvert, le médicament devient dans une certaine mesure un bien public – la volonté des autres de payer pour l'obtenir dépend du degré de facilité avec lequel ses éléments fondamentaux peuvent être reproduits. La législation sur la propriété intellectuelle peut susciter la rareté qui permet de maintenir la valeur, c'est-à-dire corriger la caractéristique de bien public. Les pouvoirs publics disposent de moyens similaires pour les produits et services qui ne sont pas actuellement pris en compte dans les conventions internationales sur la propriété intellectuelle (connaissances traditionnelles, par exemple). Cela étant, l'aspect important dans le cadre de l'élaboration des mesures est de parvenir à un équilibre entre les incitations créées en faveur du développement de produits et la protection de l'intérêt général. S'agissant des molécules thérapeutiques, cet équilibre devrait permettre tout à la fois aux fabricants de tirer un rendement suffisant de leurs activités de recherche-développement et à ceux qui ont besoin des médicaments d'y accéder à un prix abordable. L'analogie avec la biodiversité tient à ce que les ressources de la biodiversité, pour autant qu'elles constituent des biens publics, sont sous-évaluées par le marché. Les initiatives des pouvoirs publics doivent donc viser à créer la rareté économique ou à corriger le prix des ressources.

Pour parvenir à cette fin, les décideurs ont une grande marge de manœuvre, mais les principes sous-jacents sont relativement clairs. Toutes les mesures imposent d'une façon ou d'une autre un coût à ceux qui sont concernés. Ce coût est parfois manifeste (dans le cas d'une taxe, par exemple), parfois moins visible (lorsqu'une réglementation est appliquée, par exemple). Dans le second cas, l'obligation réglementaire doit être respectée, et les entreprises comme les individus supportent un coût pour s'y conformer ; au bout du compte, ce coût est comparable à une taxe. Pour les décideurs, le bon dosage des mesures doit être recherché en deux temps : il faut tout d'abord identifier

l'approche la moins perturbatrice, puis mettre en rapport le coût de cette approche avec les avantages procurés par sa mise en œuvre – en l'occurrence, les avantages tirés de la biodiversité.

Intensité d'utilisation des instruments

Un principe général de l'action publique veut que le dosage des instruments fondés sur les prix et des autres instruments soit déterminé sur la base d'une étude complète de l'efficacité et du rapport coût-efficacité. Tout instrument ayant quelque influence sur l'objectif de création ou de développement d'un marché est donc susceptible d'être inclus dans la panoplie de mesures. A titre de critère de sélection des instruments, l'avantage (net) supplémentaire de chacun devrait être égalisé sur l'ensemble des instruments. La mesure de l'avantage net doit cependant tenir compte de toutes les conséquences qui affectent d'autres marchés et d'autres résultats sociaux. Par exemple, des mesures différentes se traduisent par des prescriptions différentes en matière de suivi et de contrôle de l'application. Dans le cadre de l'étude de la panoplie appropriée, il importe de tenir compte des coûts induits aussi bien par le suivi que par le contrôle de l'application, de la probabilité de leur faisabilité à long terme et même des conséquences qu'aurait une situation où les obligations fixées en la matière ne seraient pas respectées.

Pour faire leur choix parmi le large éventail d'instruments à leur disposition, les décideurs devraient notamment prendre en considération les aspects suivants :

- l'impact produit directement et indirectement sur les gens par la non-réalisation de l'objectif ;
- le degré d'incertitude quant aux incidences économiques liées à la réalisation de l'objectif ;
- les coûts de transaction des différents instruments envisageables ;
- la quantité d'informations nécessaire aux pouvoirs publics pour parvenir à la solution optimale pour la collectivité ;
- le coût de la surveillance : à la fois de la bonne observation des mesures et des domaines dans lesquels elles peuvent engendrer des risques ;
- le coût du contrôle de l'application des dispositions, et les pertes sociales potentielles en cas de non-application.

Pour choisir les instruments qui formeront une panoplie efficace, on peut adapter au contexte de la biodiversité certains principes directeurs formulés pour d'autres secteurs de l'action publique. La leçon générale tirée de la politique macro-économique est que, pour atteindre un ensemble d'objectifs, il doit y avoir adéquation entre leur nombre et le nombre d'instruments disponibles. Toutefois, ce principe simple n'est généralement pas applicable

à la politique en matière de biodiversité. Étant donné la multiplicité des dimensions de la biodiversité, les objectifs sont souvent plus nombreux que les instruments fondés sur les prix dont on dispose. Dans le cadre de la biodiversité, il faut donc examiner comment poursuivre de multiples objectifs avec un nombre restreint de leviers d'action. L'annexe au présent chapitre étudie cette question de manière plus approfondie à l'intention des lecteurs intéressés. Nous nous contenterons ici de constater qu'il est possible de poursuivre de multiples objectifs, mais qu'aucun ne peut être pleinement atteint.

Lorsque les objectifs sont plus nombreux que les instruments, les décideurs sont obligés de procéder à des arbitrages et de classer les premiers par ordre de priorité en privilégiant ceux qui sont davantage souhaitables dans le cadre de la planification des politiques. Le but général de ce processus de décision devrait être de maximiser l'avantage net pour la collectivité en tenant compte de tous les facteurs pertinents quant aux ressources disponibles et aux coûts induits par l'ensemble des étapes vers la réalisation des objectifs. Dans le cas de la biodiversité, cela signifie généralement qu'une panoplie de mesures peut explicitement privilégier certains résultats par rapport à d'autres. Compte tenu de la définition très large de la biodiversité, le nombre des objectifs envisageables est lui-même très important. En conséquence, sélectionner les objectifs et les instruments et étudier la faisabilité de leur réalisation représente une véritable gageure.

Mise en œuvre de la panoplie

La mise en œuvre de la panoplie de mesures nécessite de tenir compte de nombreux facteurs qui influencent tant le choix des instruments que les modalités de leur application.

Contexte de la mise en œuvre de la panoplie de mesures

Le contexte dans lequel s'inscrit l'application de nouvelles mesures peut être de toute première importance pour l'élaboration de la politique. Par exemple, on sait depuis longtemps que l'instauration d'une mesure qui corrige avec précision un problème particulier affectant le marché dans un contexte où celui-ci connaît d'autres problèmes (distorsions) risque d'aggraver la situation au lieu de l'améliorer. Nous touchons là à la théorie de « l'optimum de second rang », qui a été étudiée dans d'autres contextes de la politique de l'environnement. Certains observateurs ont même fait valoir que dans les situations où les autres problèmes (tels que des imperfections préexistantes du marché) ne sont pas pris en compte, on risque d'aboutir à des mesures nouvelles qui corrigent certes les problèmes visés, mais entraînent aussi une détérioration générale du bien-être collectif en exacerbant très fortement ces problèmes préexistants (Babiker, Metcalf et Reilly, 2003).

Encadré 7.2. Une panoplie d'instruments pour des objectifs multiples

Dans le Haut-Kiskunság, zone de steppes salines située dans le centre de la Hongrie, entre le Danube et la Tisza, la direction du Parc national de Kiskunság loue une superficie de quelque 50 km² à un agriculteur. La majeure partie de cette superficie est protégée et appartient en outre au réseau des zones écologiquement sensibles. La végétation se compose essentiellement de plantes qui supportent ou privilégient les conditions de forte salinité. La zone constitue un habitat pour des espèces protégées, dont des végétaux et un oiseau menacé d'extinction, la grande outarde (*Otis tarda*).

Depuis plus de dix ans, l'agriculteur coopère avec la direction du Parc national à la réalisation des objectifs suivants :

- Mise en place d'un régime de pâturage, mode de gestion optimal des terres ;
- Conservation et amélioration du cheptel de vaches grises hongroises et préservation du patrimoine génétique de cette race indigène ;
- Participation au projet relatif à la grande outarde (remise en état des prairies) ;
- Amélioration des habitats des zones humides et des étangs d'élevage (alimentation des oiseaux dans les zones protégées).

Toutes ces activités sont régies par un dispositif complexe de règlements de protection de la nature et de l'environnement, qui sont définis notamment dans la loi sur la protection de la nature et dans les décrets ministériels sur la gestion des zones protégées, sur les zones écologiquement sensibles et sur les vaches grises hongroises. De plus, le ministère de l'environnement et de l'eau oriente les activités de protection de la nature de l'agriculteur au travers de lignes directrices et de plans d'action, dont les lignes directrices pour la gestion des herbages, le plan d'action pour la grande outarde et les lignes directrices pour la conservation des vaches grises.

En outre, le bail établi entre la direction du Parc national et l'agriculteur prévoit certaines restrictions et prescrit des activités complémentaires en accord avec le plan de gestion de la zone. L'agriculteur a par ailleurs adhéré au programme agro-environnemental national, dans le cadre duquel il est tenu de prendre certaines mesures et de respecter des restrictions en contrepartie d'un paiement annuel. En 2003, celui-ci oscillait entre 2.5 et 3.7 millions de HUF/km² selon le type de terres (terres arables, humides ou herbages secs). Enfin, il percevait des subventions au titre de l'élevage de vaches grises hongroises.

Ainsi, une multitude de règlements, programmes et subventions ont été associés pour atteindre un ensemble complexe d'objectifs de protection de la nature tout en veillant à ce que l'activité agricole demeure rentable.

Source : Flachner et Kovács (2003).

Dans le même ordre d'idées, l'effet des politiques déjà mises en œuvre à d'autres fins doit être intégré à la panoplie de mesures. Une application générale de la « théorie de l'optimum de second rang » (voir Boadway, 1995) devra nécessairement faire partie de l'approche globale des pouvoirs publics, car les politiques déjà en vigueur font que l'application de nouvelles mesures ne s'inscrit pas dans un contexte « vierge ».

Dans le cas de la biodiversité, il s'agit donc de prendre en compte les mesures et problèmes existants lors de l'élaboration de nouvelles mesures. Par exemple, la promotion de marchés des produits forestiers non ligneux peut entraîner une perte nette de bien-être lorsque les droits de propriété afférents aux ressources ne sont pas bien définis – surtout en cas d'atteintes à d'autres marchés. Acharya (2001) relève des cas où l'expansion rapide de marchés des produits forestiers non ligneux a occasionné une détérioration des ressources.

Les mesures en vigueur qui servent d'autres objectifs environnementaux et économiques sont à l'origine d'interférences indirectes non négligeables. Les dispositions relatives à l'environnement et certaines politiques voisines (la politique agricole, par exemple) rejaillissent sur la biodiversité. De plus, bon nombre d'entre elles ne sont pas axées sur la création d'incitations économiques. La lutte contre la pollution, par exemple, fait depuis longtemps appel avant tout à des moyens d'action non économiques. Dans les domaines où les mesures de lutte antipollution et celles relatives à la biodiversité se recoupent, les mesures incitatives et les autres moyens d'action en faveur de la biodiversité sont de ce fait difficiles à calibrer – les nouvelles mesures doivent prendre en considération les mesures existantes ou risquent d'entraîner de nouvelles distorsions.

Dans les pays non membres de l'OCDE, en revanche, le rayon d'action est souvent relativement vaste. Malheureusement, les capacités institutionnelles nécessaires pour suivre l'exécution des mesures et s'assurer qu'elles sont respectées font fréquemment défaut. Dans ces circonstances, toute initiative des pouvoirs publics doit prévoir sa propre dynamique de renforcement. Autrement dit, les résultats recherchés doivent être compatibles avec l'incitation. Par exemple, dans un certain nombre de cas, l'instauration de droits de propriété collectifs a conduit les intéressés à se regrouper pour assurer la protection de la ressource afin de maintenir sa valeur (programme Campfire au Zimbabwe).

Mesures pour un assortiment de valeurs

Dans ce qui précède, nous nous sommes surtout intéressés à une panoplie destinée à atteindre des objectifs particuliers. Dans le cas de la biodiversité et de ses multiples dimensions, il faut bien souvent envisager simultanément plusieurs valeurs dans le cadre d'un objectif général. Pour illustrer cet aspect,

Encadré 7.3. **Les multiples valeurs marchandes de la forêt ombrophile**

L'étude d'une parcelle de forêt ombrophile révèle l'existence d'un grand nombre de produits et services commercialisables qui risquent d'être négligés si l'on n'adopte pas une vision détaillée. Peters *et al.* (1989) ont ainsi examiné au Pérou un périmètre d'un hectare et estimé les recettes tirées d'activités telles que la cueillette de fruits, la production de latex et l'abattage sélectif. Une comparaison a ensuite été établie avec des usages de substitution du même périmètre ayant pour effet d'altérer notablement la biodiversité. L'enquête a mis en évidence 11 types différents d'arbres fruitiers et de palmiers dont la production annuelle a pu être estimée et évaluée aux prix du marché local. Certaines essences possédant une valeur médicinale (pour la culture locale) ont été ignorées dans l'analyse.

Les résultats ont montré que les gains nets de la production fruitière étaient supérieurs à ceux d'une opération de coupe à blanc, ce qui n'est guère surprenant dans la mesure où cette dernière ne procure qu'une année de revenu et qu'il faut ensuite attendre plusieurs années la régénération des arbres. Cependant, il est aussi apparu que la production fruitière couplée à un abattage sélectif possédait une valeur supérieure à une coupe à blanc suivie de l'utilisation des terrains pour le pâturage (assurant un revenu annuel), et ce même dans l'hypothèse optimiste où les terrains se prêteraient indéfiniment au pâturage.

L'analyse a montré clairement que l'important était de créer des marchés pour les fruits et les autres produits non ligneux et que cela exigeait une intervention plus ciblée des décideurs. Les politiques consistant à subventionner le prélèvement de bois pénalisent les autres activités menées dans la forêt. Elles ont pour avantage d'être plus faciles à administrer et de favoriser la production de produits qui rapportent des devises (exportations de bois). En outre, les activités correspondantes apparaissent dans la comptabilité nationale, contrairement à la cueillette de fruits destinés à la consommation personnelle ou au troc. Même lorsque les fruits sont vendus sur les marchés locaux, ces transactions peuvent échapper aux statistiques nationales si l'organisme de statistique n'est pas suffisamment évolué pour les mesurer et les comptabiliser.

Cela étant, concrétiser le potentiel de création de marchés exige en l'occurrence de recourir à un certain nombre de moyens d'action œuvrant chacun dans le sens de la réalisation d'un résultat particulier. Les subventions à l'exploitation forestière doivent être éliminées, tandis que la culture fruitière et celle du palmier doivent être encouragées individuellement pour la contribution qu'elles apportent à la biodiversité, sans toutefois permettre une monoculture néfaste à celle-ci.

on peut prendre comme exemple la création de marchés dans le contexte d'une forêt ombrophile où il s'agit de réaliser un équilibre entre les utilisations axées sur le bois et les autres dans une optique d'utilisation durable et de conservation.

Dans l'exemple exposé dans l'encadré, l'utilisation de la forêt mise en avant apporte plus d'avantages que la récolte des arbres et la conversion des terrains en pâturages. Pour obtenir un tel résultat en préservant la biodiversité, il faut s'attacher à doser au mieux les mesures. Cela vaut tout particulièrement lorsque les produits concernés ont beaucoup de succès sur le marché. Le rotin (Asie du Sud-Est) et l'ivoire végétal (Amérique latine) font partie des produits dont les marchés se sont développés à un point tel que les activités correspondantes risquent de nuire à la biodiversité : de fait, ces marchés sont aujourd'hui suffisamment importants pour susciter des phénomènes de monoculture. S'agissant de l'ivoire végétal, par exemple, d'autres arbres qui sont en concurrence avec celui dont il provient (le phytelephas) ont été éliminés, si bien que l'effet net du point de vue de la biodiversité est ambigu (la forêt n'est pas déboisée, mais elle est modifiée). En pareil cas, la panoplie de mesures doit trouver le moyen d'encourager la production sans permettre la destruction du milieu environnant. En ce qui concerne le rotin, les gouvernements des quatre principaux pays producteurs (Indonésie, Malaisie, Philippines et Thaïlande) ont réagi en adoptant des panoplies qui visent tant à protéger la ressource qu'à encourager l'exécution dans le pays d'origine des activités à forte valeur ajoutée de transformation.

De façon plus générale, les panoplies de mesures doivent remplir deux fonctions : a) déterminer la quantité voulue d'un bien ou service pouvant perdre sa nature publique pour passer au domaine privé ; et b) garantir que dans les domaines public et privé, la fourniture des biens et services est assurée au meilleur rapport coût-efficacité.

Références

- Acharya, G. (2001), « Strengthening markets for biodiversity goods and services », document présenté à l'atelier Banque mondiale/OCDE sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, 25-26 janvier, Paris.
- Anthon, S. et B.J. Thorsen (2004), « Incentives for local authorities to supply environmental benefits through afforestation », OCDE (à paraître).
- Babiker, M.H., G.E. Metcalf et J. Reilly (2003), « Tax Distortions and Global Climate Policy », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 46, n° 2, pp. 269-87.
- Boadway, R. (1995), « The Role of Second-Best Theory in Public Economics », EPRU Working Paper Series 95-06, Economic Policy Research Unit (EPRU), University of Copenhagen.

- Hansen, B. (1963), *Lectures in Economic Theory: Part III: The Theory of Economic Policy*, United Arab Republic Institute of Planning, Le Caire.
- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*, Paris.
- Peters, C. M., A. H. Gentry et R. O. Mendelsohn (1989), « Valuation of an Amazonian Rainforest », *Nature*, vol. 339, June 29, pp. 655-56.
- Weitzman, M.L. (1974), « Prices vs. Quantities », *Review of Economic Studies*, vol. 41, n° 4, pp. 477-91.

ANNEXE

Instruments et objectifs

Les économistes considèrent traditionnellement que pour atteindre plusieurs objectifs, les gouvernants doivent disposer d'au moins un instrument pour chacun (Hansen, 1963). Si cette assertion est nécessairement vraie lorsqu'il s'agit d'atteindre intégralement tous les objectifs, il n'en va pas de même si une certaine flexibilité est possible dans leur réalisation (par exemple, lorsque le coût de réalisation doit être maintenu dans des limites raisonnables). A titre d'illustration, prenons deux objectifs (T_1 et T_2) dans des domaines sans rapport entre eux. Si l'on dispose de deux instruments (I_1 et I_2) qui permettent de faire évoluer les résultats respectivement en direction de T_1 et T_2 , alors il existe des solutions grâce auxquelles les décideurs peuvent totalement réaliser les objectifs. Dans le cas le plus simple, I_1 agit sur T_1 sans produire d'effet secondaire sur T_2 , et I_2 agit sur T_2 sans produire d'effet secondaire sur T_1 . A l'évidence, les décideurs peuvent réaliser les objectifs T_1 et T_2 sans grande difficulté : I_1 est mis au service de T_1 , et I_2 à celui de T_2 (les deux objectifs peuvent être atteints). En revanche, s'il se trouve que I_1 agit sur T_1 et produit des effets secondaires sur T_2 , et que I_2 a une forte incidence sur T_2 et produit un certain impact sur T_1 , alors la réalisation des deux objectifs se complique. En fait, même lorsqu'il y a une relation proportionnelle (c'est-à-dire linéaire) entre les instruments et les objectifs, il n'est pas forcément possible d'atteindre pleinement les objectifs si les instruments ne peuvent pas être utilisés pour créer une incitation positive ou négative (par exemple, sous forme d'aide ou de taxe, selon les circonstances).¹

Lorsque la relation entre instruments et objectifs n'est pas proportionnelle, atteindre les objectifs devient une véritable gageure. Les décideurs doivent tout d'abord « apprendre » quelle est la relation, puis l'appliquer correctement. De plus, une fois les objectifs atteints, leur stabilité devient une source d'incertitude, puisque dans un contexte de non-proportionnalité on peut apporter des solutions multiples et instables à un problème. Compte tenu de ces éléments, le cas simple où il existe un

instrument pour chaque objectif, et où le but est facilement atteint, apparaît comme l'exception bien plus que comme la règle.

Lorsque le nombre des objectifs dépasse celui des instruments, le problème posé aux pouvoirs publics est plus complexe encore – même si la relation entre instruments et objectifs est proportionnelle. Pour reprendre l'exemple présenté ci-dessus, cela revient à ajouter un troisième objectif T_3 , dans un contexte où I_1 et I_2 ont des incidences liées à la réalisation de T_1 , T_2 et T_3 . De toute évidence, ces trois objectifs ne peuvent être réalisés, puisque deux instruments ne peuvent pas permettre d'atteindre simultanément trois objectifs. En revanche, il est possible que I_1 et I_2 permettent d'avancer jusqu'à un certain point sur la voie de la réalisation des trois objectifs. Dans ce cas, il faut procéder à une pondération entre les trois : chaque instrument permettant une certaine avancée vers la réalisation des objectifs, sans qu'aucun d'eux ne puisse être réalisé complètement, il faut arrêter une combinaison d'instruments qui permette d'obtenir un résultat par rapport aux trois objectifs. En principe, le dosage doit être fait sur la base d'un objectif de maximisation du bien-être collectif – ce qui implique que les décideurs doivent veiller à bien comprendre les préférences relatives des individus au regard des résultats escomptés.

Note

1. Techniquement, le problème revient alors à résoudre deux équations à deux variables inconnues. Il se peut que le système n'ait pas de solution si ces variables ne peuvent pas prendre des valeurs à la fois positives et négatives.

Chapitre 8

Création de marchés : résumé de la mise en œuvre

La correction des imperfections des marchés existants et la création de nouveaux marchés de la biodiversité – lorsque c’est possible – mettent en valeur l’objectif social de maximisation des avantages nets (pour chacun). Lorsqu’ils reflètent pleinement la valeur des biens publics pour la société et que toutes les externalités associées à leur utilisation sont intégralement prises en compte dans les décisions de gestion, les marchés peuvent déboucher sur un niveau parfaitement approprié de consommation ou de conservation des ressources liées à la biodiversité. Par exemple, le commerce (illégal) des produits provenant d’espèces menacées d’extinction illustre les conséquences négatives que peuvent avoir les marchés lorsqu’ils ne prennent pas en compte les externalités et valeurs publiques. En corrigeant ces problèmes, on s’assure que l’utilisation d’une ressource par le marché produit un gain net pour la société dans son ensemble. Cependant, la mise en œuvre d’un programme de création de marchés doit être conduite avec détermination pour réussir. La mobilisation des forces entrepreneuriales passe nécessairement par une démarche qui amène les acteurs à œuvrer par intérêt bien compris en faveur de la réalisation des objectifs en matière de biodiversité/d’environnement. Moyennant l’application de certains principes (économiques) fondamentaux qui augmentent la probabilité de réussite, on multiplie les chances d’améliorer le bien-être au travers de l’utilisation durable et de la conservation de la biodiversité.

Les chapitres précédents ont exposé les aspects qui jouent un rôle important dans la mise en place de marchés de la biodiversité. Les premiers ont présenté un cadre théorique faisant ressortir les raisons qui justifient une intervention des pouvoirs publics, afin de quantifier les besoins et d'établir des bases rigoureuses pour l'action. La réflexion développée dans ce manuel se fonde sur le principe économique selon lequel, lorsqu'une activité marchande est entreprise moyennant une prise en compte *intégrale* des coûts et avantages liés à l'utilisation de ressources, les marchés correspondants donnent lieu à une utilisation des ressources qui aboutit au résultat optimal. Les biens publics et les externalités marchandes empêchent une telle prise en compte intégrale.

Création de marchés

Pour chaque source de biens publics et d'externalités, il existe des moyens privilégiés de s'attaquer au problème posé. Certains de ces moyens ont été exposés en détail dans les chapitres précédents. L'encadré 8.1 en propose une vue synthétique dans l'optique d'une stratégie globale de création de marchés.

Quels sont les problèmes à la base de la perte de biodiversité ?

Il est important d'identifier les causes profondes de la perte de biodiversité dans la mesure où l'objectif de l'action publique ne consiste pas à interdire purement et simplement toute nouvelle disparition – il s'agit d'assurer une utilisation durable et un degré de conservation qui profitent à tous. A cette fin, les politiques en matière de biodiversité doivent trouver un équilibre entre la progression du bien-être (qui comprend l'utilisation et la conservation de la biodiversité) et le recul de la biodiversité. Les défaillances du marché sont la principale raison justifiant l'intervention des pouvoirs publics, de sorte que la cause de la perte et la raison de la défaillance du marché doivent être clairement liées.

Mise en place des règles

Quelles lois, quels règlements et quels autres cadres juridiques seront nécessaires ?

Le cadre régissant la création de marchés comporte d'importants éléments de type obligations légales et réglementaires, dont l'objectif est de garantir que les transactions sont assorties d'un niveau minimum de contrôle de

Encadré 8.1. **Éléments de la création de marchés et de leur amélioration**

- **Quels sont les problèmes à la base de la perte de biodiversité ?**
- **Mise en place des règles**
 - ❖ Quelles lois, quels règlements et quels autres cadres juridiques seront nécessaires ?
 - ❖ Peut-on envisager un zonage qui contribuerait à atteindre les objectifs de manière efficiente ?
 - ❖ Fourniture par les pouvoirs publics ou non ?
 - ❖ Quelle part de l'objectif en matière de biodiversité peut-on appréhender par le truchement des marchés ? Dans quelles conditions une solution réglementaire est-elle l'option la moins coûteuse ?
- **Valeurs et évaluation**
 - ❖ Lorsqu'il n'est pas possible de créer directement des marchés pour régler le problème, quelles sont les informations éventuellement nécessaires pour traiter le bien public ou l'externalité (évaluation) ?
 - ❖ Dans quelles conditions une évaluation est-elle efficace par rapport à son coût ?
- **Interventions directes des pouvoirs publics**
 - ❖ Dans quelles conditions les incitations positives conviennent-elles le mieux ?
 - ❖ Comment utiliser au mieux les mesures de dissuasion ?
 - ❖ Nécessité de supprimer les incitations perverses.
- **Facilitation des marchés**
 - ❖ Existe-t-il des possibilités d'aider les marchés par la fourniture d'informations ?
 - ❖ Faut-il améliorer les capacités scientifiques et techniques ?
 - ❖ Comment faire intervenir les marchés financiers ?
- **Panoplies de mesures et mise en œuvre**
- **Suivi des résultats**
 - ❖ La politique a-t-elle atteint son objectif ?

Peut-on apporter des corrections susceptibles d'abaisser les coûts économiques et sociaux ?

l'application. Des marchés exempts de toute restriction, qui ne fonctionnent que selon la règle librement consentie de la responsabilité de l'acheteur, peuvent faire supporter des coûts de transaction importants aux acheteurs

comme aux vendeurs. De tels marchés nécessitent en effet des ressources pour déterminer entre autres si les marchandises sont conformes aux obligations du vendeur et si elles seront effectivement payées par l'acheteur. Ces coûts de transaction peuvent, bien sûr, déterminer la viabilité à long terme du marché : il ne peut y avoir transaction que si l'acheteur et le vendeur tirent un avantage suffisant pour que l'échange donne lieu à un gain pour l'un et pour l'autre.

Le cadre juridique détermine souvent qui supporte les coûts de transaction liés à la fourniture d'informations. En supprimant les coûts de transaction pour les acheteurs (en faisant obligation aux vendeurs de se conformer à des normes, par exemple) ou en les supprimant pour les vendeurs (en prévoyant des moyens de recours en cas de non-paiement, par exemple), il influe sur les gains que les individus retirent des échanges. De ce fait, le cadre juridique peut déterminer la viabilité des marchés. Il comporte aussi des informations qui ont une valeur économique – et que les acteurs du marché peuvent plus ou moins tenir pour acquises –, dans la mesure où c'est l'État qui se charge d'en assurer l'application. Autrement dit, vendeurs et acheteurs peuvent se livrer à des transactions en sachant qu'il sera possible de faire appel au pouvoir judiciaire pour régler les éventuels différends.

Fourniture par les pouvoirs publics ou non ?

Dans le cas d'un bien public, une intervention s'impose soit parce que l'utilisation (directe ou indirecte) que fait une personne d'un bien ou service ne diminue en rien sa disponibilité pour les autres (non-rivalité), soit parce qu'il n'est pas possible d'empêcher d'autres personnes de l'utiliser (non-excluabilité). Dans l'un et l'autre cas, la négociabilité du bien ou service est faible car le fournisseur n'est pas certain de recouvrer les dépenses – même minimales – engagées pour le développer.

Si les décideurs parviennent à la conclusion que, pour faire face aux sources de pressions sur la biodiversité, la solution la plus efficace consiste à placer la fourniture en dehors du domaine public, il est primordial d'établir le régime de droits de propriété adéquat. Cela ne signifie pas qu'il suffit de confier les choses au secteur privé. Les droits de propriété peuvent prendre de nombreuses formes et faire intervenir des aspects juridiques et institutionnels complexes. Bien souvent, ils nécessitent une intervention ou un soutien direct des pouvoirs publics. Une fois établie la forme de droits de propriété qui convient, d'importants efforts s'imposent en outre pour faire en sorte que les pouvoirs publics et les autres acteurs remplissent effectivement leur fonction de soutien.

Lorsqu'il est vraisemblable que la fourniture centralisée constitue la solution la plus efficace, les pouvoirs publics ont un rôle plus important à jouer, mais il reste possible de faire intervenir les marchés. Les finances

publiques étant très sollicitées de toutes parts, un objectif important consiste à trouver les moyens d'assurer la viabilité des services, même de ceux dont la fourniture est centralisée. Il est possible d'agir dans ce sens en créant ou en soutenant des filières secondaires.

La perte de biodiversité constitue un problème plus ou moins aigu selon les cas. Une espèce menacée de disparition, par exemple, revêt un caractère d'urgence bien plus grand et appelle donc des mesures de protection plus vigoureuses que celles dont on relève seulement un recul des populations. De ce point de vue, des instruments différents présentent des caractéristiques différentes. Pour les initiatives dont l'objectif est de créer un contexte de marché, cela n'est pas sans implications majeures. Le recours à un simple zonage peut affecter sensiblement l'utilisation économique de zones étendues, ce qui à son tour peut entraîner des pressions importantes sur la biodiversité.

Quelle part de l'objectif en matière de biodiversité peut-on appréhender par le truchement des marchés ? Dans quelles conditions une solution réglementaire est-elle l'option la moins coûteuse ?

L'élaboration des règles régissant la création du marché est une étape importante de la réflexion sur la panoplie de mesures appropriée qui sera capable de prendre en charge les aspects commercialisables et non commercialisables de la biodiversité. Au moment de choisir entre les différentes options permettant d'atteindre des objectifs sociaux, un certain nombre de facteurs doivent être pris en compte. Les biens et services liés à la biodiversité sont rarement des biens publics purs et comportent souvent des éléments qui se prêtent à une commercialisation privée. Il incombe donc aux spécialistes qui élaborent les politiques de déterminer quelle part de ces biens peut être mise sur un marché privé, et quelle part doit être fournie hors marché. Les solutions à ce problème sont multiples. Par exemple, il est possible de rendre un bien partiellement excluable par la création d'un « club » (il en existe de nombreuses formes), ou de le transformer en bien privé par la mise en place de droits de propriété dont l'exercice est soumis à restrictions.

L'idée sous-jacente est d'identifier les moyens qui permettent d'atteindre l'objectif des pouvoirs publics au moindre coût. Néanmoins, la définition du coût doit être suffisamment large pour englober les activités de suivi et de contrôle de l'application en aval, ainsi que tous les coûts sociaux susceptibles d'être engendrés.

Évaluation

Lorsqu'il n'est pas possible de créer directement des marchés pour régler le problème, quelles sont les informations éventuellement nécessaires ?

Dans les situations où un marché direct n'est pas faisable pour atteindre les objectifs fixés en matière de biodiversité, les décideurs doivent disposer d'informations concernant les préférences pour parvenir au résultat voulu. Pour se procurer ces informations, l'une des solutions consiste à procéder à une évaluation – de façon à pouvoir calibrer les instruments en fonction des besoins. Pour bien comprendre, prenons deux cas où une externalité est associée à une activité donnée, en l'occurrence ceux, classiques, d'une pêche et d'un polluant (dans un chapitre précédent, nous avons examiné l'exemple des pêcheries dans le contexte de contingents transférables). La solution la plus directe fondée sur le marché consiste à créer un droit de propriété sur le bien pêché ou sur le service auquel le polluant porte atteinte (la pureté de l'air, par exemple), de façon à obliger les entreprises à acquérir le droit de pêcher le bien ou de porter atteinte au service en polluant. Bien souvent, il n'est pas possible de procéder ainsi, que ce soit parce que les pouvoirs publics ignorent à quel niveau fixer la quantité « appropriée », parce que l'établissement de droits de propriété est coûteux, ou encore parce que la ressource visée n'est pas divisible (contrairement à une zone de pêche). Dans ce cas, l'évaluation peut permettre de déterminer les coûts appropriés (implicites ou explicites) qu'il convient d'imposer à la source de l'externalité.

Lorsque la création de marchés directs n'est pas possible, les pouvoirs publics fixent eux-mêmes le prix, soit directement en imposant aux entreprises un prélèvement obligatoire, soit indirectement en leur appliquant un système d'autorisation (qui engendre pour elles un coût implicite). Ce dernier cas de figure ouvre néanmoins des perspectives de création de marchés indirects (marchés de biens et services de soutien, par exemple), mais exige de posséder des informations sur la valeur de l'activité ou du bien ciblé.

Interventions directes des pouvoirs publics

Dans quelles conditions les incitations positives conviennent-elles le mieux ?

Compte tenu du fait qu'elles sont associées à un risque de surexploitation (Damania, 2003), il convient de préconiser les incitations positives avec une certaine prudence et à titre de mesures correctives. En règle générale, elles doivent être réservées aux cas où il apparaît de manière indiscutable qu'elles peuvent apporter un gain substantiel à la collectivité. Par exemple, l'octroi d'un paiement à une activité agricole destinée spécifiquement à ménager la biodiversité n'est justifié que s'il sert à acquérir une aménité souhaitée par la collectivité. Les modalités de mise en œuvre de cette politique déterminent

cependant dans une très large mesure les avantages qui en découlent. Si les paiements ne sont pas soumis à des règles édictées avec le plus grand soin en ce qui concerne les services à fournir en contrepartie, ils entraîneront presque à coup sûr une offre excédentaire de services – au point même de nuire à la biodiversité qu'ils étaient censés protéger. En revanche, mis en œuvre avec soin (comme dans le cas de Natura 2000 dans l'UE ou du Conservation Reserve Program aux États-Unis), ils peuvent être porteurs d'avantages déterminants pour la biodiversité.

Comment utiliser les mesures de dissuasion ?

L'objectif des politiques publiques qui recourent aux mesures de dissuasion est d'ajouter une surcote au prix du marché équivalant à la valeur publique marginale ou à l'externalité d'une ressource. Pour un bien partiellement public, cette surcote doit traduire la valeur marginale que les gens sont disposés à accorder à la ressource publique. Fixée à ce niveau, la mesure garantit que le prix d'une ressource reflète la valeur qu'elle a pour d'autres personnes, et ce quelle que soit l'utilisation à laquelle elle est affectée – la disparition de la ressource sera compensée car les autorités pourront employer les fonds pour fournir un bien ou service de substitution. Une mesure de dissuasion est donc avant tout une mesure de soutien prise à l'appui de la création de marchés. En outre, il convient de la coupler à une forme ou une autre d'évaluation pour garantir qu'elle est correctement ciblée.

Les mesures de dissuasion doivent aussi prendre en compte tous les éventuels aménagements et accords qui ont déjà été mis en place par les gens. En effet, il arrive que des personnes privées s'organisent pour prendre en compte de manière autonome des biens publics ou externalités. C'est le cas notamment lorsque le nombre de personnes touchées par une telle décision est restreint, et que le coût induit par l'identification de chacune et par la conclusion d'un accord l'est également. Dans ces circonstances, une politique qui ne tiendrait pas compte des dispositifs en place deviendrait un facteur de distorsion de l'économie (Cropper et Oates, 1992).

Nécessité de supprimer les incitations perverses

D'importantes réformes des subventions ont eu lieu dans certains pays et/ou secteurs d'activité, avec à la clé des avantages pour les finances publiques et l'environnement. La Nouvelle-Zélande, par exemple, a supprimé bon nombre des aides dont bénéficiait une large gamme d'activités dans le secteur privé. Dans le secteur forestier, par exemple, la responsabilité de certaines activités telles que la plantation d'arbres a été confiée au secteur privé. Dix ans plus tard, celui-ci plante à lui seul davantage d'arbres que n'en avaient jamais planté auparavant le secteur public et le secteur privé réunis (Rhodes et Novis,

2002). D'autres filières ont également réussi leur transition et se passent désormais de l'aide qu'elles recevaient antérieurement.

Compte tenu des interactions économiques, des efforts doivent être consentis pour distinguer les incitations qui sont manifestement préjudiciables de celles qui apportent réellement quelque avantage. Si de nombreuses subventions sont dommageables à la fois pour l'environnement et l'économie, les effets bénéfiques mentionnés dans certains travaux (Fullerton et Mohr, 2003, par exemple) commandent d'étudier la question avec soin. Il peut aussi être possible de remplacer une subvention préjudiciable à la biodiversité par une autre qui permet d'atteindre le même objectif collectif sans causer de dommages.

Panoplies de mesures et mise en œuvre

Dans le cadre de la création de marchés, l'attention voulue doit être portée à la panoplie des mesures d'accompagnement qui seront le cas échéant appliquées. Les modalités de mise en place d'un marché doivent autant que possible prendre en compte les caractéristiques de bien public de la ressource visée et/ou les externalités engendrées par ses modes d'utilisation. Puisqu'il est fort peu probable qu'une seule mesure permette de concrétiser pleinement un projet de création de marché, plusieurs mesures doivent sans doute être mises en œuvre simultanément. En outre, celles-ci doivent éventuellement tenir compte des mesures préexistantes avec lesquelles un phénomène d'interaction va s'établir et qui empêcheront l'obtention d'un résultat optimal.

Suivi des résultats

La politique a-t-elle atteint son objectif ?

Suivre et surveiller la bonne marche d'une politique après sa mise en application sont des activités qui font partie intégrante de toute stratégie en matière de biodiversité. Les corrections éventuellement requises ne peuvent être mises en œuvre que si l'on a procédé après coup à une évaluation pour repérer les résultats imprévus. Pour contrôler la réalisation des objectifs, il faut cependant que ceux-ci soient quantifiables. Il existe *grosso modo* deux formes d'objectifs quantifiables : 1) les objectifs axés sur les résultats et 2) les objectifs axés sur les processus. Les premiers se présentent généralement sous la forme d'objectifs chiffrés, tandis que les seconds fixent des critères de fonctionnement auxquels un système doit se conformer. En règle générale, les premiers sont davantage compatibles avec les instruments économiques, car il est plus probable qu'ils laissent à ceux qui sont bien informés le soin de déterminer les modalités de leur réalisation. De même, le suivi de ces objectifs est plus simple dans la mesure où il est plus facile d'observer des résultats que des processus. Cependant, dans un cas comme dans l'autre, il faut généralement consacrer au suivi juste ce qu'il faut en termes de ressources pour avoir une

bonne probabilité de savoir ce qui se passe. Autrement dit, l'effort de suivi doit être économique.

L'exercice de l'évaluation est beaucoup plus difficile s'agissant de la mise en place d'un cadre que lorsque des objectifs chiffrés sont fixés et que l'on applique des instruments d'action pour les atteindre. Divers indicateurs de suivi des résultats peuvent être élaborés pour collecter des informations sur les points de faiblesse et de défaillance potentiels du cadre. Néanmoins, pour déterminer si une politique est défaillante ou non lorsqu'un indicateur ne correspond pas aux attentes, il faut remonter avec attention jusqu'aux interconnexions potentielles à l'intérieur du cadre. En effet, il se peut très bien que l'indicateur ne traduise rien d'autre que les préférences du public, auquel cas il n'y a pas lieu de faire quoi que ce soit.

Le contrôle de l'application constitue également un impératif pour assurer la compatibilité avec les incitations. Il importe cependant d'éviter dans ce contexte d'aller au-delà de la valeur de la ressource. Le contrôle de l'application ayant pour but de dissuader les acteurs de se livrer à des activités indésirables, son niveau approprié est celui où les dépenses marginales que l'on y consacre sont égales au bénéfice marginal qui découle de son effet dissuasif.

Peut-on apporter des corrections susceptibles d'abaisser les coûts économiques et sociaux ?

Parallèlement à la question de la réalisation des objectifs, il importe également de se demander si la politique mise en œuvre a atteint ces objectifs de la manière la plus efficace par rapport à son coût. Le processus de mise en œuvre peut ouvrir de nouvelles perspectives et mettre au jour d'autres moyens d'atteindre les mêmes objectifs. Dans certains cas, il peut même s'avérer utile de réexaminer l'approche retenue dans son ensemble.

Le fait d'intégrer un processus d'examen dans la politique elle-même peut permettre d'éviter d'avoir à surmonter par la suite l'inertie bureaucratique et les problèmes que cela suppose.

A long terme, le développement économique impose fréquemment de réexaminer la nécessité de certaines mesures gouvernementales. Il y a de nombreuses raisons à cela, la plus fréquente étant sans doute que les valeurs relatives évoluent à mesure que la subsistance perd sa place centrale parmi les préoccupations et que l'accès aux aménités environnementales prend une importance accrue.

Réserves et dilemmes

Si les marchés sont un instrument efficace d'augmentation du bien-être (les gens ne commercent que par intérêt bien compris), les conditions dans

lesquelles ces transactions privées sont bénéfiques à la collectivité dans son ensemble ne sont pas universellement applicables. S'agissant de la biodiversité, les problèmes déjà évoqués concernant les résultats du marché peuvent aboutir à une situation où ces résultats sont largement perfectibles, voire une situation où le marché exerce un effet net négatif sur le bien-être humain. De ce fait, les marchés doivent être *canalisés* pour qu'ils contribuent à des résultats souhaitables en matière de biodiversité. Une bonne illustration en est donnée par les marchés des produits forestiers non ligneux, dont la mise en place – au départ bénéfique pour la biodiversité – est susceptible de porter l'exploitation à un niveau qui n'est plus viable, avec à la clé des répercussions sur la biodiversité et la santé des écosystèmes dont les produits sont extraits.

Comme le remarque Acharya (2001), le rotin offre un exemple de filière dont la réussite a nui à la viabilité. Produit de valeur, le rotin représente non transformé un marché mondial de plusieurs centaines de millions d'USD, tandis que le marché des meubles en rotin se chiffre en milliards d'USD. Godoy (1990) a observé qu'en Indonésie, le rotin vert et transformé affichait des taux de rendement interne nettement supérieurs à ceux d'autres secteurs (21 % et 22 % respectivement au moment de l'étude). La forte rentabilité ainsi promise aux producteurs locaux a cependant suscité des taux d'extraction non viables, si bien que les gouvernements des quatre principaux pays producteurs (Indonésie, Malaisie, Philippines et Thaïlande) ont adopté des législations visant tant à protéger la ressource qu'à favoriser l'exécution des activités de transformation à forte valeur ajoutée dans le pays d'origine. La réussite d'un secteur au départ compatible avec le maintien de la biodiversité peut à terme avoir des conséquences dommageables pour celle-ci si la demande atteint un niveau tel qu'elle encourage la monoculture pour améliorer l'efficacité de la production. La promotion du développement d'un secteur doit se faire en évitant de privilégier exclusivement une culture ou un produit particulier.

On a pu observer une évolution similaire sur un marché moins important, celui de l'ivoire végétal ou corozo, un produit tiré de la noix de tagua et utilisé pour fabriquer des boutons, des bijoux et d'autres articles. La récolte de noix de tagua s'est traduite par une surexploitation et, de manière plus générale, par une dégradation des aires forestières concernées (Southgate, 1988). Les producteurs ont commencé à détruire les espèces végétales non commerciales, ce qui a provoqué un recul de la biodiversité. Face à cette situation, l'association Conservation International a contribué à mettre sur pied une initiative de collecte et de commercialisation de l'ivoire végétal, qui vise à garantir que le produit commercialisé est prélevé selon des modalités compatibles avec le maintien de la diversité de l'écosystème.

Les marchés sont en mesure de régler ce genre de problèmes, à condition que les acteurs soient amenés à tenir compte de l'ensemble des coûts et des avantages de leurs actions. Pour chaque ressource, les utilisations de substitution

(et les valeurs de non-usage) doivent être internalisées dans les transactions marchandes pour assurer que la disponibilité correspond à l'intérêt de tous. Il convient aussi de bien définir les droits de propriété afin d'établir un lien clair entre l'intérêt bien compris des titulaires et la disponibilité à long terme de la ressource. En effet, lorsqu'une personne est incitée à utiliser une ressource de façon à ce qu'elle lui apporte des revenus sur une longue période, il y a plus de chances que cette utilisation soit viable.

En l'absence de ces conditions cadres, le succès rencontré par un produit conduit inévitablement à sa surexploitation, car les gens raisonnent alors à court terme en essayant d'accéder à la ressource avant les autres. Le dispositif peut être complété par des mesures visant à limiter la demande par une meilleure information des consommateurs, afin que ceux-ci soient en mesure de choisir les biens qu'ils achètent en fonction de leur « valeur » du point de vue de la biodiversité. Le consentement des consommateurs à payer pour cette valeur est manifeste dans le succès commercial de produits tels que les glaces Ben & Jerry's, le café biologique, les articles vendus par The Body Shop, etc.

Application aux écosystèmes

Les politiques visant à créer des marchés à l'appui des objectifs en matière de biodiversité peuvent être appliquées dans un très large éventail de domaines. Sachant que les travaux menés dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique sont organisés selon un certain nombre de domaines thématiques, il n'est pas inutile d'examiner brièvement chacun de ces domaines dans l'optique de la création de marchés.

Biodiversité agricole

L'agriculture occupe aujourd'hui un tiers des terres de la planète et constitue ainsi l'une des principales sources de pressions sur la biodiversité, principalement du fait de la destruction d'habitats d'espèces végétales et animales. Cela étant, certaines formes d'agriculture ont des conséquences moindres sur la biodiversité que d'autres. Ainsi, on a souvent fait valoir le caractère plus respectueux de la biodiversité de l'agriculture biologique et d'autres formes d'agriculture durable par rapport aux techniques de production parfois utilisées dans différentes régions du monde. La création de marchés pour les produits issus de l'agriculture biologique ou des autres formes d'agriculture durable devrait donc logiquement freiner la disparition de la biodiversité. Comme il est difficile de distinguer les produits agricoles entre eux en fonction des techniques de production, l'information est un facteur essentiel de la création de marchés pour ces produits. L'étiquetage, les coopératives et magasins spécialisés, etc., sont autant de moyens qui permettent de distinguer ces produits et de créer la demande voulue pour assurer la viabilité des marchés.

La création de marchés a également progressé dans d'autres contextes agricoles. Un certain nombre de pays versent des paiements aux agriculteurs en contrepartie des aménités en rapport avec la biodiversité qu'ils fournissent, et cette approche devrait normalement se développer.

Biodiversité des terres arides et sub-humides

Les terres arides et sub-humides reçoivent peu de précipitations, de sorte que le peu de ressources en eau disponibles est vital pour la survie des écosystèmes. La biodiversité y présente des caractéristiques uniques et parfaitement adaptées, qui sont néanmoins très sensibles aux perturbations. Dans ces zones, les marchés destinés à soutenir la biodiversité peuvent concerner, par exemple, les nombreuses formes d'élevage dans le cadre desquelles on accorde une attention particulière à l'impact du pacage sur les prairies, le bois-énergie et l'exploitation d'espèces sauvages.

Biodiversité des forêts

Les forêts sont l'une des sources les plus riches de la biodiversité terrestre, mais aussi celle qui connaît le déclin le plus rapide. Pourtant, il existe de toute évidence des possibilités de rendre la biodiversité forestière compatible avec l'activité économique. Des techniques de marketing telles que la certification ont ainsi permis de créer des marchés pour des produits forestiers qui sont généralement considérés comme plus favorables à la biodiversité que les produits de substitution.

Dans ce contexte, les marchés peuvent aussi provenir de sources inattendues. En effet, sachant que de nombreuses personnes accordent une certaine valeur à la biodiversité et sont disposées à payer plus cher pour y accéder, on peut envisager de renforcer la biodiversité par des forêts améliorées à proximité des zones urbaines. Selon l'analyse de Anthon et Thorsen (2004), les programmes de boisement peuvent accroître de manière significative la valeur foncière, et les pouvoirs publics peuvent s'approprier une bonne part de ce gain par une augmentation des recettes fiscales.

Biodiversité des écosystèmes des eaux intérieures

Sachant que près de la moitié de la population mondiale vit dans les écosystèmes des eaux intérieures, la création de marchés compatibles avec la biodiversité de ces écosystèmes implique de réduire les contraintes exercées par l'homme. Il est possible de rendre les marchés nouveaux ou existants plus respectueux de la biodiversité en tenant compte de certains des aspects mis en évidence tout au long de ce manuel. Parmi ces marchés, on peut citer ceux de l'agriculture, de l'approvisionnement en eau, de la production d'énergie, des transports, des loisirs et de l'écotourisme.

Encadré 8.2. Incitations en faveur du boisement

Dans les zones urbanisées d'Europe, l'importance des forêts en termes de bien-être économique tient, dans une mesure croissante, à leur capacité de produire des externalités positives. Au Danemark, des programmes de boisement en milieu urbain ont été mis en place. Financés pour partie par les autorités du pays et pour partie par l'UE, ils visent à garantir la fourniture de telles externalités – en particulier des possibilités de loisirs – à la population locale. Toutefois, en raison des restrictions budgétaires croissantes touchant l'organisme public responsable du programme, la question se pose de savoir si d'autres acteurs ne pourraient pas prendre à leur compte une partie de la charge financière, notamment ceux qui bénéficient le plus du programme.

À la comparaison des coûts estimés d'un projet et des recettes fiscales futures escomptées, il apparaît clairement que la possibilité de financer les projets de boisement par une augmentation des recettes fiscales n'est pas sans une certaine ambiguïté. Les écarts importants entre les deux régions précisément étudiées sont imputables entre autres aux facteurs suivants :

- les ménages à Skjoldhøjparken ont un revenu moyen supérieur à celui des ménages à Vemmelev ;
- le nombre d'habitations à proximité de la forêt True Skov est plus important que dans le cas du projet Bakkely Skov ;
- les prix de l'immobilier à Skjoldhøjparken enregistrent une hausse plus importante qu'à Vemmelev.

True Forest et Bakkely Forest étaient des projets de boisement. Le 1^{er} dans le Skjoldhøjparken et le 2^e à Vemmelev. Ces facteurs ont eu un impact sur l'ampleur des bénéfices fiscaux provenant du boisement et ainsi sur la capacité des autorités locales à les financer. Néanmoins, il est clair qu'il y a eu des bénéfices fiscaux. Donc, du fait de l'évolution des recettes fiscales qui fait suite à l'effet hédoniste induit par les avantages environnementaux du boisement de la frange urbaine, les communes pourraient être clairement incitées à garantir la fourniture de ces avantages à leurs habitants.

Source : Anthon et Thorsen (2004).

Biodiversité des îles

Compte tenu de l'isolement relatif des îles, leurs écosystèmes sont généralement très spécifiques, adaptés aux conditions locales et à l'histoire géologique. Les marchés peuvent alors être orientés vers l'écotourisme, mais il n'en demeure pas moins essentiel, pour conserver les écosystèmes, d'établir des conditions propices à la durabilité de l'agriculture et de l'utilisation des ressources naturelles.

Biodiversité des zones marines et côtières

Étant donné la tendance à les traiter le plus souvent comme des biens publics, les zones marines sont les espaces de la planète les plus exposés à la surexploitation. Les marchés des produits de la mer sont très faciles à créer par la mise en place de droits de propriété, par exemple au travers de contingents de pêche transférables. Le recours à des normes de certification et d'autres techniques qui permettent d'informer les consommateurs désireux de se montrer sélectifs contribuent également au développement de marchés plus compatibles avec la conservation de la biodiversité.

Conclusion

De la même manière que les incitations fondées sur le marché contribuent à réduire les pressions indésirables exercées sur les ressources de la biodiversité, un recours plus général aux marchés peut concourir à améliorer la gestion de la biodiversité. La création de marchés passe par la suppression des obstacles aux échanges ; des panoplies de mesures garantissent qu'elle intervient dans des conditions permettant d'atteindre les objectifs de la manière la moins perturbatrice sur le plan économique.

Deux missions importantes incombent aux pouvoirs publics dans le cadre de l'appui aux marchés des ressources liées à la biodiversité et de la sélection des panoplies de mesures. Premièrement, ils doivent mettre en place les conditions cadres idoines, dans lesquelles des opérateurs privés peuvent fournir de manière efficiente les ressources liées à la biodiversité aux utilisateurs (tout en veillant à la bonne prise en compte des aspects non commercialisables de la biodiversité). Deuxièmement, les pouvoirs publics doivent garantir que les biens publics liés à la biodiversité sont fournis de la manière la plus efficace et efficiente possible. Créer des marchés implique de mettre en place un cadre juridique et incitatif approprié qui permette de surmonter les problèmes liés aux caractéristiques comme la *non-excluabilité* et/ou la *non-rivalité*, qui peuvent rendre les biens publics inadaptés à des échanges marchands – même lorsqu'il existe des personnes disposées à payer.

Lorsqu'ils reflètent pleinement la valeur des biens publics pour la société et que toutes les externalités associées à leur utilisation sont intégralement prises en compte dans les décisions de gestion, les marchés peuvent en soi déboucher sur un niveau parfaitement approprié de consommation ou de conservation des ressources liées à la biodiversité. Par exemple, le commerce (illégal) des produits provenant d'espèces menacées d'extinction illustre les conséquences négatives que peuvent avoir les marchés lorsqu'ils ne prennent pas en compte les externalités et valeurs publiques. Par conséquent, la création de marchés de la biodiversité est le point culminant des efforts visant à garantir que l'utilisation d'une ressource par le marché produit un gain net pour la société dans son ensemble.

Références

- Acharya, G. (2001), « Strengthening markets for biodiversity goods and services », document présenté à l'atelier Banque mondiale/OCDE sur la création de marchés pour les produits et services de la biodiversité, 25-26 janvier, Paris.
- Anthon, S. et B. J. Thorsen (2004), « Incentives for local authorities to supply environmental benefits through afforestation », OCDE (à paraître).
- Cropper, M. L. et W. E. Oates (1992), « Environmental Economics: A Survey », *Journal of Economic Literature*, vol. 30, n° 2, juin, pp. 675-740.
- Damania, R. (2003), « The Political Economy of Environmentally Harmful Subsidies », document présenté à la réunion technique d'experts de l'OCDE sur les subventions dommageables pour l'environnement, 3-4 novembre, Paris.
- Godoy, R. (1990), « The economics of traditional rattan cultivation », *Agroforestry Systems*, vol. 12, pp.163-72.
- Southgate, D. (1988), *Tropical Forest Conservation: An Economic Assessment of the Alternatives for Latin America*, Oxford University Press, New York.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE
(97 2004 14 2 P) ISBN 92-64-00646-X – n° 53738 2005