

Chapitre 3

Les effets redistributifs des politiques de la biodiversité : analyse statique

3.1. Les politiques de la biodiversité : processus et instruments

Dans l'abstrait, les politiques de la biodiversité visent au changement. Celles qui sont couronnées de succès modifient le mode d'interaction de la société avec le milieu naturel, de manière à maximiser les bénéfices tirés par la société de l'utilisation et/ou de la conservation d'habitats et d'écosystèmes riches en diversité biologique. Les gains potentiels de bien-être générés par ces modifications de l'utilisation des habitats et des écosystèmes sont à la base des objectifs spécifiques de l'action des pouvoirs publics en matière de biodiversité, auxquels ils confèrent leur légitimité politique. La prise de conscience par les responsables de l'élaboration des politiques du fait que de tels gains de bien-être peuvent être assurés constitue le point de départ des politiques de la biodiversité. Les objectifs définis par les pouvoirs publics doivent alors décrire les résultats à obtenir. La « préservation d'une population génétiquement viable de *Maculinea* dans son habitat naturel jusqu'en 2100 » ou une « réduction de 10 % d'ici 2010 de l'exposition aux pesticides des oiseaux chanteurs au Royaume-Uni » en sont des exemples typiques.

Les objectifs définis par les pouvoirs publics se limitent à préciser les résultats à atteindre, sans donner aucune indication sur les moyens d'y parvenir. Une fois les objectifs fixés, les responsables de l'élaboration des politiques doivent donc choisir un ensemble adapté d'instruments permettant de renforcer la protection des habitats et des écosystèmes au niveau global. S'agissant des politiques de la biodiversité, ces instruments couvrent un large éventail de possibilités qui peuvent être classées en trois catégories (on trouvera à la section 3.2.2 une liste plus détaillée) :

- Instruments ciblant le comportement des individus, des ménages et des groupes qui entrent en interaction avec les habitats et les écosystèmes au travers – par exemple – d'activités extractives comme le ramassage de bois de feu. La nature et le volume de ces interactions sont supposés être déterminés par leurs coûts et bénéfices relatifs. Les instruments qui modifient ces coûts et bénéfices auront par conséquent un effet indirect sur le choix des activités menées, puisque les individus et les ménages auront intérêt à ajuster leurs activités à la suite de ces modifications. Parmi les exemples typiques d'instruments qui visent à agir sur le comportement, on peut citer : les modifications de la rémunération de certaines activités, notamment la suppression de subventions ou l'octroi de primes de conservation ; une augmentation du coût de réalisation de certaines

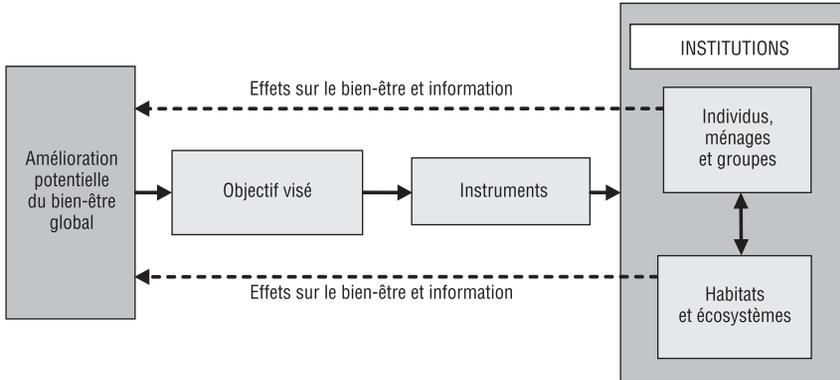
activités, entre autres par l'instauration d'une taxe sur les activités préjudiciables ; la fourniture d'informations aux individus et aux groupes, au travers notamment d'études de marché ; ou la création d'organes indépendants qui accroissent la valeur tirée de certaines pratiques, par exemple en attribuant des écolabels aux produits obtenus dans le respect de certaines normes environnementales.

- Instruments ciblant les institutions qui déterminent les contraintes imposées aux individus tout comme les possibilités dont ils disposent. Les institutions, qui sont « des contraintes conçues par l'homme pour réguler les relations entre les êtres humains » (North, 1990), se sont imposées au cours des dix dernières années comme l'un des déterminants véritablement importants de l'efficacité des politiques de conservation (Barrett *et al.*, 2005). Parmi les exemples typiques de réformes institutionnelles figurent les modifications apportées en matière de droits de propriété, telles que les restrictions du droit de faire paître le bétail sur les terres, ou encore le transfert des droits de gestion des organismes publics aux populations locales.
- Instruments tranchant les liens entre les populations humaines et les écosystèmes ou les habitats. Il peut s'agir, par exemple, d'éloigner les individus, les ménages et les groupes des habitats et des écosystèmes à protéger, par des mesures d'expulsion des parcs naturels ou de déplacement de populations.

Le choix des instruments appropriés pour protéger la biodiversité a été largement examiné dans les études publiées à ce jour (voir OCDE, 2004 ; van Kooten et Bulte, 2000). Le critère commun pour choisir un instrument plutôt qu'un autre est celui de l'efficacité : il convient d'opter pour l'instrument qui assure la protection de la biodiversité au moindre coût global pour la société. Étant donné que le coût global des instruments varie en fonction du contexte dans lequel ils sont utilisés, ce critère a d'importantes répercussions pratiques sur l'élaboration des politiques et garantit que la mise en œuvre des politiques n'entraîne aucun gaspillage.

L'angle sous lequel est abordée l'évaluation des instruments dans le présent ouvrage est quelque peu différent. Ce qui nous intéresse ici, ce sont moins les variations de coût global entre les instruments que la manière dont chaque instrument influe sur le bien-être des individus touchés par la politique mise en œuvre. La question du choix de l'instrument d'action ne sera donc pas exclusivement considérée du point de vue des coûts globaux, mais aussi en tenant compte de ceux qui auront à supporter les coûts effectifs.

Le graphique 3.1 schématise les étapes de ce processus au moyen d'un « modèle linéaire d'élaboration des politiques », qui tient compte des impacts sur le bien-être. La relation essentielle est celle qui s'établit entre le cadre gris situé sur la droite et les améliorations potentielles du bien-être global qui

Graphique 3.1. **Modèle linéaire d'élaboration des politiques**

figurent sur la gauche du diagramme. Le cadre gris montre comment l'interaction entre les habitats et écosystèmes, d'une part, et la population, d'autre part, peut accroître le bien-être de la société dans un cadre institutionnel donné. Les responsables de l'élaboration des politiques doivent dès lors comprendre qu'une modification des éléments qui entrent en interaction à l'intérieur du cadre gris pourrait permettre à la société d'accéder à un plus haut degré de bien-être. La création d'une zone protégée assurant la sauvegarde d'un plus grand nombre d'habitats pourrait en être un exemple. Cet accroissement du bien-être total de la société correspond à l'amélioration potentielle du bien-être global qui apparaît dans le cadre de gauche. L'amélioration globale du bien-être est toutefois le résultat de l'agrégation des impacts sur le bien-être d'un grand nombre d'individus. Les gains enregistrés par certains ménages du fait de l'augmentation de la biodiversité coexistent avec les pertes subies par ceux qui en supportent les coûts. Cette agrégation des impacts pour l'ensemble des individus, des ménages et des groupes a généralement pour effet d'occulter les écarts entre perdants et gagnants qui sont observés à des niveaux d'analyse plus fins. En général, la mise en œuvre des politiques est au contraire préconisée dès lors qu'elle permet d'obtenir des améliorations potentielles importantes et positives du bien-être **global**. Ces améliorations du bien-être sont alors traduites en un objectif à atteindre au moindre coût, en utilisant l'ensemble d'instruments approprié.

Outre une description schématique et pas à pas du processus linéaire d'élaboration des politiques, ce modèle fournit quelques indications supplémentaires sur la relation entre les objectifs visés, les résultats du point de vue de la biodiversité et les effets de répartition, sur lesquels les études

publiées ont à maintes reprises mis l'accent (voir Barrett et al., 2005, pour une vue d'ensemble) :

- Le lien entre les objectifs et les résultats n'est pas direct, mais modulé par divers facteurs qui interviennent au sein même du cadre gris.
- Dans le cadre gris sont regroupés les facteurs propres au contexte, comme les préférences individuelles des résidents locaux, les conditions locales d'utilisation des terres et les institutions existantes qui limitent et déterminent les comportements individuels, telles que la répartition des droits de propriété ou la mise en œuvre de mesures de contrôle.
- L'existence de ces facteurs spécifiques impose de comprendre les effets environnementaux et redistributifs de certaines des mesures prises par les pouvoirs publics, ce qui requiert des informations précises sur les relations fonctionnelles entre ces facteurs.
- Le choix de l'instrument d'action est un déterminant essentiel du résultat des politiques, et l'interaction entre le choix de l'instrument et les facteurs institutionnels doit être étudiée de près.
- Les effets des politiques de la biodiversité sur le bien-être tendent à être très différents selon qu'ils sont ressentis par les individus en interaction directe avec les habitats et les écosystèmes ou par l'ensemble de la collectivité.
- Les objectifs visés par la politique considérée déterminent les effets primaires de celle-ci, qui sont fonction de l'ampleur de l'accroissement de l'offre de biens et services liés à la biodiversité, et de celle des coûts du projet. En règle générale, les effets primaires sont d'autant plus importants que le projet s'écarte de la situation antérieure.
- Les effets primaires peuvent être annulés, atténués ou amplifiés par des effets secondaires. Les effets secondaires sont fonction des instruments utilisés pour atteindre les objectifs visés par la politique. En règle générale, les effets redistributifs de la politique sont d'autant plus marqués que l'instrument est coercitif et qu'il est moins axé sur la rémunération (voir la section 3.2.2, « Effets secondaires des politiques de la biodiversité : le rôle des instruments »).

3.2. La répartition des bénéfices nets de la biodiversité

Dans cette section, nous nous intéresserons d'abord aux effets primaires puis aux effets redistributifs secondaires exercés par les politiques de la biodiversité sur le bien-être relatif des personnes concernées. Les effets primaires sont tout simplement fonction de la variation de l'offre de biens et services liés à la biodiversité provoquée par la mise en œuvre des politiques, ainsi que des coûts encourus pour assurer une telle variation de l'offre. L'ampleur de l'accroissement ou de la diminution du bien-être des individus

(ou groupes d'individus) entraînée par ces variations est déterminée par la relation entre la demande de biens et services liés à la biodiversité et les niveaux de revenu et de patrimoine. Cette demande diffère considérablement selon le type de bien ou de service consommé par les individus. À l'intérieur même de certaines catégories de biens et services, il faudra être attentif aux relations fonctionnelles entre les habitats/écosystèmes et le bien-être. Ces relations constituent l'élément central du cadre gris du graphique 3.1.

3.2.1. Effets primaires des politiques de la biodiversité

Les valeurs économiques de la biodiversité

Des interactions complexes apparaissent entre la biodiversité et le bien-être économique des individus et des ménages. La biodiversité revêt une grande importance, non seulement dans une optique de pure consommation sous la forme, par exemple, des services écosystémiques, mais aussi en ce qu'elle constitue un moyen de production essentiel. D'un point de vue économique, la contribution globale de la biodiversité au bien-être humain peut être décrite de manière synthétique à l'aide du concept de valeur économique totale (tableau 3.1 ; Pearce et Moran, 1994).

La valeur économique totale VET se décompose en valeurs d'usage (VU) et valeurs de non-usage (VNU).

Les valeurs d'usage peuvent en outre être subdivisées en :

- *Valeurs d'usage direct (VUD)* : il s'agit des biens et services qui peuvent être directement consommés, comme les biens liés à la biodiversité, les zones récréatives, les plantes médicinales et la mégafaune rare. Au sein même de

Tableau 3.1. **Types de valeurs économiques attachées aux actifs environnementaux**

Valeur économique totale				
Valeurs d'usage		Valeurs de non-usage		
<i>Usage direct</i>	<i>Usage indirect</i>	<i>Valeurs d'option</i>	<i>Valeurs patrimoniales</i>	<i>Valeurs d'existence</i>
Produits directement consommables	Bénéfices fonctionnels	Valeurs directes et indirectes futures	Valeur d'usage et de non-usage du patrimoine environnemental	Valeur attachée au simple fait de savoir que l'existence même des actifs environnementaux est préservée
Denrées alimentaires, biomasse, loisirs, santé	Lutte contre les inondations, protection contre les tempêtes, cycles des nutriments	Biodiversité, habitats dont la conservation est assurée	Habitats, prévention de modifications irréversibles	Habitats, espèces, ressources génétiques, écosystèmes

Source : Pearce et Moran (1994).

ces catégories, il convient de distinguer, lors de l'examen des problèmes de répartition, l'utilisation à des fins commerciales et le prélèvement en vue de l'autoconsommation. La capacité de tenir compte des répercussions négatives de l'utilisation directe de biens et services liés à la biodiversité sera en effet plus grande dans le cas d'une utilisation à des fins commerciales, diminuant d'autant la nécessité de prendre des mesures correctrices.

- *Valeurs d'usage indirect (VUI)* : il s'agit des importants services écologiques, dont ceux qui rendent possible la vie, fournis par la biodiversité aux individus, aux communautés et à l'ensemble de l'humanité, comme la séquestration du carbone, la gestion des bassins hydrographiques et la protection contre les inondations. Au nombre des bénéfices indirects figurent également les perspectives économiques ouvertes par la biodiversité, dont les recettes générées par l'écotourisme, le développement de l'agriculture biologique, ou encore la bioprospection. Certains de ces bénéfices ne peuvent être aisément mesurés ou pris en considération (seules certaines des recettes qui en résultent peuvent être comptabilisées), mais ils n'en sont pas moins très importants.
- *Valeurs d'option (VO)* : possibles valeurs d'usage direct ou indirect de la biodiversité, qui ne sont actuellement pas connues. Comme le nombre d'espèces existantes pourrait être supérieur de deux ordres de grandeur à celui actuellement recensé, il est fort possible que les bénéfices de la biodiversité restent encore pour une large part à découvrir.

Les valeurs de non-usage comprennent :

- Les *valeurs d'existence (VE)*, qui découlent de la valeur d'existence de la nature, indépendamment de son utilisation. Elles peuvent notamment englober l'agrément esthétique et la satisfaction morale de transmettre aux générations futures une nature préservée.
- Les *valeurs patrimoniales (VP)*, qui sont inhérentes à la possibilité pour les individus de transmettre les habitats et les écosystèmes aux générations suivantes.

La VET fait apparaître que les politiques de conservation de la biodiversité peuvent offrir aux individus un large éventail de bénéfices, aussi bien des bénéfices tangibles du point de vue de la consommation, tels que la fourniture de bois et de denrées alimentaires, que des bénéfices immatériels, tels que les valeurs d'existence liées au simple fait de savoir qu'une espèce est sauvegardée. Leur ampleur globale n'est pas négligeable et ils sont à la base des politiques qui s'attachent à sauvegarder et améliorer les habitats et les écosystèmes (Pearce et Moran, 1994). Cependant, il importe également de comprendre que la VET constitue une façon très particulière de représenter la relation entre les sociétés et leur environnement naturel.

La VET nous permet – au plus haut niveau d’abstraction – de rendre compte de manière synthétique de la contribution totale apportée par la biodiversité au bien-être humain en additionnant les différents types de valeurs qui la composent (Pearce et Moran, 1994). Pour simplifier, cela signifie que la VET peut être représentée de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \text{VET} &= \text{VU} + \text{VNU} \\ &= (\text{VUD} + \text{VUI} + \text{VO}) + (\text{VE} + \text{VP}) \end{aligned}$$

Ainsi présentée, la VET constitue une mesure globale de la valeur des composantes de la biodiversité disponibles. Elle mesure donc leur valeur brute.

Valeurs économiques nettes de la biodiversité

La VET pose deux problèmes importants pour l’analyse des effets redistributifs :

- Il s’agit d’un concept basé sur la valeur brute, qui ne tient pas compte des coûts, monétaires et autres, supportés pour fournir ces biens et services en appliquant un mode particulier de gestion des ressources naturelles.
- Il peut s’agir d’un concept vide de sens sur le plan empirique : l’obtention d’une estimation de la VET dotée ne serait-ce que d’un minimum de fiabilité soulève de considérables difficultés (voir Costanza *et al.*, 1997, et l’analyse connexe). Le concept de valeur économique marginale (VEM) est plus pertinent d’un point de vue empirique et plus aisé à mettre en œuvre au plan technique. Il s’agit d’une mesure de la variation de la VET d’un habitat ou d’un écosystème entraînée par une intervention des pouvoirs publics. La théorie économique offre des méthodes élaborées pour estimer cette valeur en termes monétaires pour bon nombre des types de valeurs (OCDE, 2002).

L’analyse des problèmes de répartition développée dans les sections suivantes s’appuie donc sur les notions inhérentes à la VET, mais elle s’en écarte sous trois aspects :

1. Elle ne s’intéresse pas à la valeur économique totale de la biodiversité, mais à la valeur économique marginale d’une politique ou d’un projet en rapport avec la biodiversité.
2. Elle s’intéresse aux valeurs nettes, et non aux valeurs brutes, de la biodiversité.
3. Elle ne s’intéresse pas à une valeur globale, mais à la façon dont cette valeur globale est répartie.

Bref, l’analyse est axée sur la répartition des valeurs économiques marginales des politiques de la biodiversité. Un certain nombre de questions se posent dans ce contexte : comment la VEM (brute) se répartit-elle entre les différents

groupes selon leurs niveaux de revenu et de patrimoine ? Quel est le montant du sacrifice consenti par ces groupes pour générer cette VEM ? En d'autres termes, il s'agit avant tout de déterminer comment la VEM des politiques de la biodiversité est partagée entre les différentes parties prenantes *en termes nets, après soustraction des coûts imposés à chacune des parties prenantes par la sauvegarde des habitats et des écosystèmes* à l'origine des valeurs générées par la biodiversité.

Revenu, patrimoine et répartition des bénéfiques

Toute analyse de la répartition des bénéfiques nets générés par les politiques de la biodiversité trouve son point de départ dans la prise de conscience de ce que les ménages dont les revenus sont différents ne sont pas du tout tributaires des mêmes biens et services produits grâce à la diversité biologique des écosystèmes et des habitats. Le concept de VET n'établit pas de distinction explicite entre les différentes composantes des biens et services produits par la biodiversité selon qu'elles présentent les caractéristiques de biens privés ou de biens publics. Toutefois, il prend déjà en considération la dimension distributive pour la très simple raison que la relation fonctionnelle entre les ménages, d'une part, et les habitats et écosystèmes, d'autre part, est variable selon le point de l'échelle des revenus où l'on se situe.

La principale interaction entre les ménages à faible revenu et leur environnement naturel réside dans les activités d'extraction et de consommation de ressources. Les ménages plus aisés ont une plus grande probabilité d'être intéressés par les aspects de biens publics de la biodiversité, puisqu'il est moins probable que leurs revenus soient directement tributaires des ressources primaires. Les biens privés et publics sont donc produits conjointement selon un processus intégré et complexe, mais les différentes catégories de revenus ont des perceptions très différentes, du point de vue économique, concernant ceux de ces produits qui ont pour elles la plus grande valeur marginale.

Répartition des bénéfiques bruts des politiques de la biodiversité

Les politiques de la biodiversité sont motivées par les externalités inhérentes à la gestion d'écosystèmes et d'habitats riches en biodiversité. L'évaluation de l'impact de ces politiques sur le bien-être individuel n'est pas chose aisée, et ce pour deux raisons : i) les biens et services publics liés à la biodiversité ne s'échangent pas sur des marchés en vue de leur consommation ou en tant que moyens de production. La dépendance fonctionnelle des individus et des groupes à l'égard des services produits grâce à la biodiversité saute donc rarement aux yeux avant l'intervention des pouvoirs publics ; et ii) le rapport entre la valeur de ces biens et services et celle des autres biens et services (en d'autres termes leur prix relatif) n'est pas directement observable.

Pour ces deux raisons, la contribution au bien-être apportée par la biodiversité ne peut être pleinement évaluée qu'au travers de méthodes d'imputation indirecte de la quantité et des prix des biens et services liés à la biodiversité. L'évaluation s'appuie en l'occurrence sur un certain nombre d'études empiriques qui donnent des indications sur le sens et le niveau des variations de bien-être entraînées par les politiques de la biodiversité.

La demande de biens et services produits grâce à la biodiversité des écosystèmes et des habitats montre des effets de revenu. Si ces effets peuvent être négatifs¹, ils sont positifs dans la plupart des cas, ce qui signifie que l'augmentation des revenus va de pair avec celle de la demande de biens et services liés à la biodiversité. On qualifie de biens « ordinaires » les biens pour lesquels les effets de revenu sont positifs. Les biens et services liés à la biodiversité sont donc effectivement des biens ordinaires.

Les effets de revenu des politiques de la biodiversité sont l'élasticité-revenu du consentement à payer (CAP) pour la conservation, défini comme le pourcentage de variation du consentement à payer entraîné par une variation de 1 % du revenu. Des élasticités positives impliquent que les riches bénéficient davantage que les pauvres des améliorations de l'environnement. Une élasticité-revenu supérieure à l'unité indique que le bien environnemental considéré est un « produit de luxe », puisque le consentement à payer pour ce bien augmente plus vite que le revenu. Or, les effets redistributifs des politiques publiques destinées à accroître l'offre des « produits de luxe » sont fortement progressifs, puisque leur fourniture bénéficie de façon disproportionnée aux plus riches.

D'un point de vue théorique, il existe trois raisons de prédire une élasticité-revenu positive et significative pour ce qui est du consentement à payer pour la biodiversité :

- La plupart des biens et services environnementaux possèdent toutes les caractéristiques des biens « ordinaires » (Baumol et Oates, 1988). Aussi la demande des biens et services fournis par la biodiversité augmentera-t-elle avec les revenus.
- L'augmentation des revenus n'entraîne pas uniquement un accroissement de la demande de chacun des biens ordinaires, mais aussi un élargissement de la demande à un plus vaste éventail de biens (Dixit et Stiglitz, 1977 ; Theil et Finke, 1983). La diversité inhérente des biens et services liés à la biodiversité devrait par conséquent se traduire par un consentement à payer plus élevé (Bellon et Taylor, 1993).
- La pénurie croissante de ressources environnementales rares telles que la biodiversité peut induire une évolution des préférences et un accroissement de la valeur marginale qui leur est attribuée (Krutilla, 1967).

Nous nous attendrions dès lors à ce que l'élasticité-revenu du CAP pour la biodiversité soit proche de un, voire supérieure. Les estimations empiriques relatives aux biens environnementaux en général et aux biens et services liés à la biodiversité en particulier ne sont guère abondantes. Il existe par ailleurs de bonnes raisons théoriques et méthodologiques pour utiliser ces estimations avec une grande prudence (Flores et Carson, 1997).

Le tableau 3.2 offre une vue d'ensemble des résultats des études et méta-études de l'élasticité-revenu du CAP pour la conservation de la biodiversité. Sans entrer dans le détail des méthodes d'analyse et des considérations économétriques, il est clair que les estimations sont très variables, puisqu'elles aboutissent à des valeurs situées dans une fourchette de 0.2 à 2.

D'après ces estimations, l'élasticité-revenu moyenne du consentement à payer pour les politiques de la biodiversité se situe quelque part aux alentours de 0.5. Elle est donc positive, et il se peut même qu'elle soit supérieure à 1 dans un certain nombre de cas importants. Notons que Schläpfer *et al.* (2004) constatent que la biodiversité présente systématiquement une élasticité-revenu plus faible que les autres biens environnementaux. Ses bénéficiaires ont donc probablement une moindre tendance à bénéficier aux riches que ceux des autres aménités environnementales ayant fait l'objet d'études empiriques.

Ces conclusions sont corroborées dans leurs grandes lignes par des recherches sur le volume optimal des dépenses publiques affectées aux projets de parcs naturels. Kalter et Stevens (1971) ont constaté que la répartition des bénéficiaires favorise les ménages à revenu élevé au détriment de ceux à moyen ou faible revenu. Dans le Maine, Reiling *et al.* (1992) ont observé

Tableau 3.2. Mesures empiriques de l'élasticité-revenu du CAP marginal pour les projets dans le domaine de la biodiversité et les secteurs connexes

Auteurs	Méthode	Estimation de l'élasticité
Krström et Riera (1996)	Méta-analyse de 6 études d'évaluation contingente	0.2 et 0.3
Schläpfer et Hanley (2003)	Données obtenues selon la méthode du référendum concernant la gestion des aménités du paysage	> 1
Schläpfer, F., Roschewitz, A. et Hanley N. (2004)	Étude d'évaluation contingente selon la méthode du référendum de la valeur de la protection des aménités du paysage	0.35
Horowitz et McConnell (2003)	Méta-analyse de 23 études d'évaluation contingente	0.1-0.4
Hökby et Söderqvist (2003)	Méta-analyse de 21 estimations de l'élasticité issues d'études d'évaluation contingente en Suède	< 1
Borchering et Deacon (1972)	Référendums concernant les parcs naturels et les activités de loisirs	> 1
Bergstrom et Goodman (1973)	Référendums concernant les biens publics locaux	> 1
Eskeland et Kong (1998)	Différentes améliorations environnementales	0.1 à 2.

que, lorsqu'elle est assortie de la perception d'un droit d'entrée, la création d'un parc naturel a des effets fortement discriminatoires sur les ménages à faible revenu. Dans une comparaison des parcs nationaux et des parcs urbains en Israël, Feinerman *et al.* (2004) ont constaté que les politiques qui privilégient les parcs nationaux offrent des bénéfices disproportionnés aux ménages à revenu élevé et très élevé. À l'exception des 10 % les plus riches, la population préférerait que ces ressources soient réaffectées au profit des parcs locaux. En effet, bien que les parcs nationaux offrent en règle générale de plus grands bénéfices à leurs utilisateurs que les parcs urbains ou locaux du point de vue de la conservation comme sur le plan des loisirs, les coûts d'accès, et notamment ceux de déplacement, en réduisent considérablement les bénéfices nets. Une étude menée en Californie (Kahn et Matsusaka, 1997) corrobore cette idée et montre que les ménages aisés peuvent disposer de substituts privés aux parcs urbains, ce qui explique l'élasticité-revenu négative des parcs urbains pour les catégories sociales à revenu élevé.

Compte tenu de ces constatations, on a de solides raisons théoriques et empiriques de penser que les bénéfices primaires (ou « immédiats ») des politiques de la biodiversité bénéficieront dans une plus large mesure aux ménages à plus haut revenu.

Il ne faut toutefois pas sur-interpréter ce qui précède. La croissance accélérée dont bénéficient de nombreux pays en développement (tels que la Chine et l'Inde) donne à penser qu'ils connaîtront bientôt eux aussi une plus forte demande pour les bénéfices de la biodiversité liés au non-usage. Comme nous le verrons ci-dessous lors de l'analyse intertemporelle, lorsque les contextes de mise en œuvre des politiques évoluent au fil du temps, les politiques qui ne paraissent pas aujourd'hui favorables aux pauvres pourraient le devenir à une date ultérieure – de sorte que le tableau brossé ici reste celui d'une répartition statique des bénéfices.

Répartition des coûts des politiques de la biodiversité

Dixon et Sherman (1991) classent de la façon suivante les coûts des politiques de la biodiversité :

- Coûts directs : coûts de mise en œuvre de la politique considérée. Ces coûts sont d'ordinaire financés à l'aide des deniers publics collectés au travers de la fiscalité générale ou, le cas échéant, au moyen de paiements tels que des redevances d'utilisation (ou des droits d'entrée). Les coûts de gestion des zones protégées (salaires du personnel, entretien des véhicules), les dépenses liées à la délimitation de périmètres de conservation, et les frais de suivi et de contrôle en sont des exemples.
- Coûts indirects : coûts non budgétaires, de nature matérielle, occasionnés par la mise en œuvre de la politique considérée. Des exemples typiques en

sont les pertes de récolte subies à proximité des zones protégées du fait de l'augmentation des populations naturelles dans ces zones.

- **Coûts d'opportunité** : la valeur des autres possibilités d'utilisation auxquelles il aura fallu renoncer pour mettre en œuvre la politique. Les coûts d'opportunité résultent du sacrifice immédiat de possibilités de consommation préexistantes qui ne pourront désormais plus être exercées, ainsi que du sacrifice différé des gains potentiels futurs qui auraient pu être tirés d'autres utilisations des ressources disponibles. Cette seconde composante est toutefois très variable selon le degré d'irréversibilité de la politique.

Coûts directs. Les coûts directs des politiques de la biodiversité sont pris en charge par les pouvoirs publics dans le cas des projets publics, ou par des fonds spécialisés et ceux qui leur apportent leur concours financier dans celui des projets des secteurs associatif et privé. Les coûts d'installation et de gestion en sont des composantes essentielles. Balmford *et al.* (2000) en fournissent des estimations pour la création de zones de conservation à l'échelle internationale. Ces coûts paraissent en règle générale modestes par rapport aux autres coûts et bénéfiques générés par les politiques de la biodiversité.

Le choix de l'instrument constitue le principal déterminant des coûts directs des politiques de la biodiversité. Les pouvoirs publics peuvent agir sur le montant des fonds publics nécessaires aux projets en faisant varier l'instrument utilisé. Si les politiques de la biodiversité impliquent l'acquisition effective de terres pour les besoins de la conservation, ces coûts seront alors bien supérieurs aux dépenses d'installation et de gestion (Balmford *et al.*, 2003). Certains instruments, tels que l'expropriation (lorsqu'elle est autorisée par la constitution), n'imposent que peu, voire pas du tout, de coûts aux pouvoirs publics. Dans le cas d'autres instruments tels que les redevances d'utilisation, l'argent transitera par les mains des pouvoirs publics, mais les coûts directs supportés par ceux-ci seront de nature purement administrative.

Lorsque les pouvoirs publics supportent des coûts directs et en assurent le financement au moyen de la fiscalité générale, leur répartition au sein de la population nationale est identique à celle de la mobilisation de fonds publics (Kriström, 2006). L'incidence sur la répartition des coûts directs au niveau national peut donc être rapidement déterminée d'après les caractéristiques du système fiscal général (Kriström, 2006).

Coûts indirects. Bien qu'ils soient probablement inférieurs aux coûts d'opportunité considérés globalement, les coûts indirects suivent une logique similaire. Ceux qui sont plus les plus dépendants à l'égard des activités d'extraction et de consommation de ressources naturelles à l'intérieur ou à

proximité des zones protégées ont davantage de risques de subir des dommages du fait de la conservation.

Un exemple en est donné par les zones protégées au sein de la Réserve de biosphère de Nanda Devi. Maikhuri et al. (2000) font état de pertes agricoles dues aux animaux sauvages s'élevant en moyenne à 90.6 USD par an et par ménage pour les zones adjacentes au périmètre protégé, contre 27.9 USD pour les zones plus éloignées. Les villages les plus proches de la zone protégée sont donc ceux qui supportent les coûts les plus lourds. Quant aux revenus, leurs moyennes n'étaient pas bien différentes d'un village à l'autre. Certaines données laissent toutefois penser que des effets régressifs s'exercent au sein même des villages, puisque les ménages les plus pauvres y sont davantage tributaires des activités agricoles que les plus aisés (Maikhuri et al., 2000). Johannesen et Skonhoft (2004) ont procédé à une analyse théorique similaire concernant le Parc national du Serengeti.

Coûts d'opportunité. Les coûts d'opportunité sont considérés comme la principale composante des coûts dans les effets redistributifs des politiques de la biodiversité (Dixon et Sherman, 1991) et ils ont manifestement une dimension distributive. Théoriquement, on peut s'attendre à ce que, face à des politiques de stricte conservation axées sur les aspects plus larges de biens publics des habitats et des écosystèmes, le consentement à payer pour éviter la mise en œuvre des politiques de conservation soit plus élevé pour les individus et les ménages les plus pauvres. Il en est ainsi pour deux raisons :

- Les ménages les plus pauvres ont une plus grande probabilité d'être davantage tributaires de l'extraction et de la consommation des ressources naturelles issues des écosystèmes et des habitats, puisqu'ils ont une plus grande probabilité de travailler dans le secteur primaire (Naidoo et Adamowicz, 2006b).
- Les ménages les plus pauvres disposent de moins d'atouts que les ménages plus aisés (que ce soit en termes de capital physique ou humain) et ils ont également une plus grande probabilité de souffrir de l'absence de marchés. Les ménages à faible revenu ont donc moins de possibilités d'accéder à d'autres sources de revenus (Reardon et Vosti, 1995).

Cet argument théorique est corroboré par un certain nombre d'études empiriques. Ferraro (2002) a étudié les coûts à l'échelle locale de la création du Parc national de Ranomafana à Madagascar en 1991. Sur la base de données au niveau des ménages concernant l'agriculture et l'utilisation des forêts, ainsi que de données qualitatives, son étude empirique a démontré que, même estimés avec prudence, les coûts d'opportunité de la conservation n'étaient pas négligeables pour ceux qui vivaient à proximité du parc national. La valeur actuelle nette globale des coûts d'opportunité s'élevait à 3.37 millions USD, ce

qui équivaut au niveau des ménages à des coûts d'une VAN de 350 à 1 300 USD, soit une perte annuelle de 19 à 70 USD. Ces coûts ne sont pas insignifiants, puisqu'ils représentent de 1.5 à 6 % du revenu annuel.

Reddy et Chakravarty (1999) ont effectué une étude du revenu et de la dépendance à l'égard des forêts en Inde du Nord dans la perspective de l'adoption éventuelle de mesures de conservation des forêts restreignant les activités de consommation et d'extraction de ressources naturelles. En ventilant les sources de revenus, les auteurs ont démontré que la part des revenus représentée par les activités d'extraction et de consommation de ressources naturelles issues des forêts est liée au revenu global par une forte relation négative (voir le tableau 3.3).

Cette étude menée en Inde du Nord montre que les politiques de la biodiversité qui imposent des restrictions à l'utilisation des forêts peuvent avoir des effets fortement régressifs, et donc aggraver les inégalités et la pauvreté.

Naidoo et Adamowicz (2006b) ont évalué les coûts d'opportunité des politiques de conservation sous l'angle de la production agricole et de l'extraction de bois d'œuvre auxquelles il aura fallu renoncer pour les mettre en œuvre dans les zones forestières du Paraguay. Leur étude portait sur une région où de petits exploitants possèdent des terres de plus faible valeur productive, mais sont aussi plus dépendants à l'égard des revenus agricoles que les plus grands exploitants. Cette situation pose un problème aux pouvoirs publics : les terres dont la valeur productive est plus faible devraient être consacrées en priorité à la conservation, mais cela affecterait un groupe de propriétaires fonciers moins riches et plus dépendants à l'égard de l'utilisation productive de ces zones.

Bien que les données disponibles laissent globalement apparaître une incidence générale régressive, des études récentes ont mis en lumière certains détails importants dans le contexte des effets sur la répartition. Le principal

Tableau 3.3. **Indices de pauvreté avec et sans revenus forestiers**

H	I	S	P ^c	P ^c	FGT
			$\varepsilon = 0.25^2$	$\varepsilon = 0.75$	(± 2)
1) Indices de pauvreté avec revenus forestiers					
	0.432	0.345	0.199	0.157	0.176
2) Indices de pauvreté sans revenus forestiers					
	0.528	0.426	0.295	0.239	0.271

1. H – Ratio des effectifs, I – Taux d'écart des revenus, S – Indice de Sen, P^c – Ratio de Clark, Hemming et Ulph, FGT – Indice de Foster, Greer et Thorbecke.

2. Le symbole ε est un paramètre d'aversion à l'égard de la pauvreté.

Source : Reddy et Chakravarty (1999).

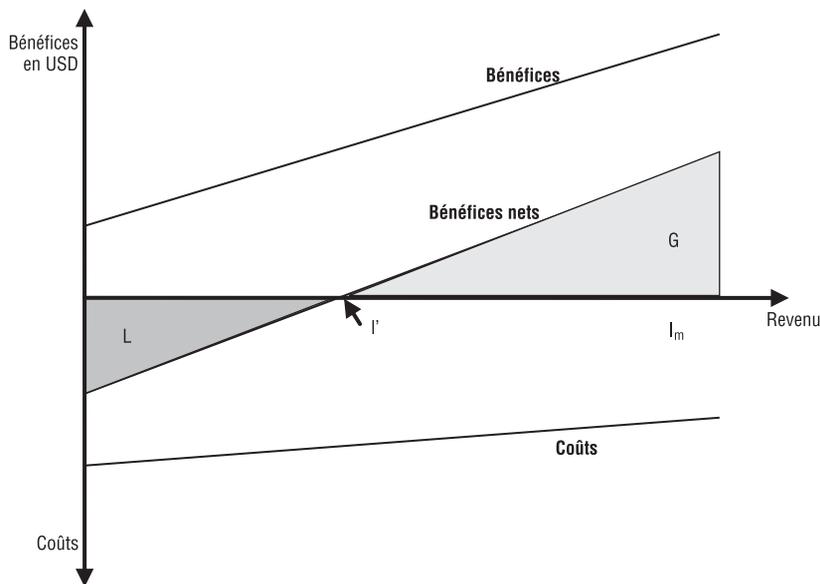
d'entre eux est que les ménages sont d'une grande hétérogénéité, même au sein d'un même village, en ce qui concerne la relation entre les niveaux de revenu et les coûts d'opportunité des politiques de conservation. Alix-Garcia et al. (2004) ont souligné l'influence des facteurs institutionnels sur l'interaction avec la base de ressources naturelles adoptée au niveau des villages. Dans une étude portant sur les terrains en propriété collective (*ejidos*) au Mexique, les auteurs ont constaté que le CAP pour éviter la conservation est sensiblement plus élevé au sein des communautés engagées dans des activités d'extraction de ressources forestières. Coomes et al. (2004) ont étudié la relation empirique entre le volume des activités d'extraction de ressources des forêts tropicales et leur part dans le revenu des ménages. Ils ont observé qu'au sein de chaque communauté, la dépendance à l'égard des activités d'extraction de ressources naturelles peut être fortement concentrée parmi un très petit nombre de ménages. Ces observations mettent en lumière d'importantes hétérogénéités des impacts des politiques de conservation qui pourraient ne pas être directement liées aux niveaux de revenu.

La répartition primaire des bénéfices nets. Dans la section précédente, nous nous sommes intéressés à la répartition des bénéfices et coûts bruts des politiques de la biodiversité entre les diverses catégories de revenu. La présente section intègre ces aspects en une évaluation de la répartition primaire des bénéfices nets (c'est-à-dire des bénéfices bruts diminués des coûts) entre les différentes catégories de revenus. Les raisonnements théoriques et les données empiriques donnent une image complexe des différents profils de répartition selon la catégorie de bénéfices et de coûts considérée. Les données laissent dans l'ensemble à penser que les effets primaires des politiques de la biodiversité (c'est-à-dire avant leur atténuation ou leur amplification au moyen de différents instruments) se caractérisent par :

- des bénéfices progressifs, ce qui signifie que les ménages à revenu élevé sont probablement disposés à payer davantage pour la mise en œuvre des politiques de la biodiversité que les ménages à plus faible revenu ;
- des coûts régressifs, ce qui signifie que les ménages à faible revenu sont probablement disposés à payer davantage pour éviter la mise en œuvre des politiques de la biodiversité que les ménages à revenu plus élevé.

Le graphique 3.2 fournit un exemple de représentation graphique très simplifiée et schématisée de la répartition primaire des bénéfices bruts, des coûts et des bénéfices nets selon le revenu. Les bénéfices progressifs des politiques de la biodiversité sont décrits par la courbe des bénéfices, qui augmentent avec le revenu, dans la partie supérieure du diagramme. Dans la partie inférieure figurent les coûts (modérément) régressifs de la politique considérée, qui augmentent à mesure que le revenu diminue. L'impact net pour un ménage ou un individu représentatif disposant d'un revenu I est dès

Graphique 3.2. Exemple de bénéfices nets et de leur répartition dans l'hypothèse de bénéfices progressifs et de coûts régressifs



lors égal à la différence entre les bénéfices et les coûts correspondant à ce niveau de revenu. Si l'on suppose que les individus sont uniformément répartis le long de l'échelle des revenus allant de zéro à I_m , qui correspond au revenu maximal au sein de cette société, les surfaces G et L offrent de bonnes mesures du volume du gain et de la perte nets de bénéfices pour la société. Étant donné que $G > L$, la politique accroît le bien-être au niveau global et satisfait donc au critère d'efficacité de l'ACB.

Dans l'ensemble, la conjonction de bénéfices progressifs et de coûts régressifs aboutit à des bénéfices nets fortement régressifs, comme le montre le fait que la pente de la courbe des bénéfices nets du graphique 3.2 est plus raide que celle de la courbe des bénéfices. Il s'ensuit en particulier que les ménages au sein de la société dont le revenu est inférieur à I' subissent des pertes nettes au niveau primaire du fait des politiques de la biodiversité. Dans le cadre d'hypothèses standard quant à la relation entre le revenu et le bien-être, les politiques de la biodiversité aboutissent – au niveau primaire – à des inégalités croissantes en matière de bien-être.

Ces observations amènent à conclure que « les politiques de conservation de la biodiversité ne sont probablement pas favorables aux pauvres si l'on en juge d'après les bénéfices nets » (Deacon, 2006). Il s'ensuit qu'au niveau primaire, les effets redistributifs des politiques de la biodiversité qui

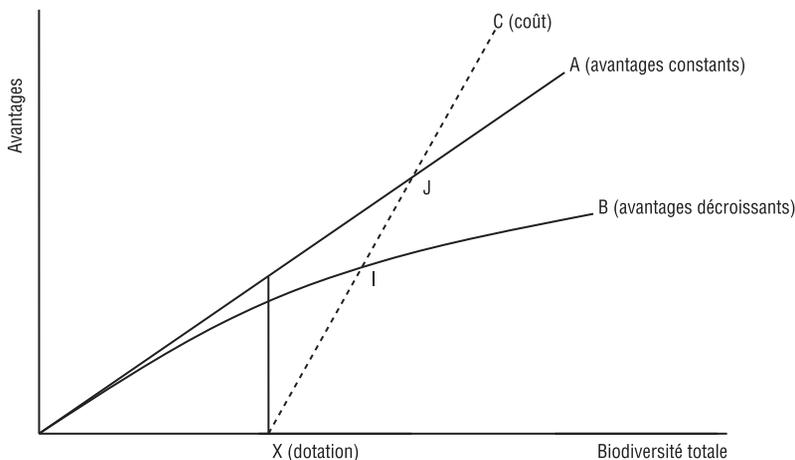
accroissent l'offre de biens et services liés à la biodiversité génèrent en règle générale de plus grands bénéfices pour les plus aisés et imposent fréquemment des coûts nets aux plus pauvres. Ces impacts primaires ne constituent toutefois pas les résultats finals du point de vue de la répartition. Les politiques de la biodiversité doivent en effet être mises en œuvre et des instruments doivent dès lors être choisis à cet effet. Comme le fera clairement apparaître l'examen des effets secondaires des politiques de la biodiversité, le choix de l'instrument est un important facteur modificateur de leurs impacts primaires. Il peut aboutir à d'autres profils de répartition des effets sur le bien-être en orientant les gains et les pertes dans certaines directions particulières. Ce sera le sujet de la section 3.2.2.

Répartition entre économies développées. Les inégalités de revenu et de développement économique sont un important contexte pour l'examen des problèmes de répartition. Il existe toutefois un autre contexte dans lequel des effets redistributifs se font sentir : celui des pays dont le niveau de développement est similaire mais qui possèdent des dotations différentes en matière de biodiversité. Beaucoup de pays de l'OCDE disposent ainsi de revenus similaires mais se caractérisent par des assemblages différents en matière de biodiversité, ce qui n'exclut toutefois pas pour autant la possibilité d'importants problèmes de répartition. La présente section apporte une explication concise de la façon dont surviennent les problèmes de répartition.

Faisons l'hypothèse d'un monde contenant deux pays disposant de revenus égaux et ayant des préférences à peu près similaires en matière de biodiversité. Deux cas simples se présentent si l'on considère le lien entre les bénéfices de la biodiversité et la quantité de biodiversité qui est disponible. Les bénéfices tirés de la biodiversité par les populations de chaque pays restent constants (courbe A du graphique 3.3) ou diminuent (courbe B) avec chaque unité supplémentaire de biodiversité préservée². Ces hypothèses nous permettent d'analyser la quantité de bénéfices que chaque pays retire de la sauvegarde de la biodiversité dans d'autres pays.

Si X représente la dotation en biodiversité (c'est-à-dire l'état de la biodiversité lors d'une année de référence), le désir de bénéficier d'un surcroît de biodiversité sera plus fort avec A qu'avec B – car avec A les bénéfices procurés par la biodiversité sont plus grands qu'avec B. Par souci de simplicité, imaginons que deux pays sont similaires par le revenu et par les préférences. Les mesures à prendre pour enrichir la biodiversité nécessitent d'opérer des arbitrages car elles impliquent des coûts. Toujours par souci de simplicité, nous partons de l'hypothèse que le maintien de la biodiversité existante n'impose aucun coût, mais que son enrichissement entraîne des coûts. La ligne pointillée du graphique part donc de la dotation X et augmente par la suite puisque seuls les ajouts à la dotation imposent des coûts. Les coûts

Graphique 3.3. Problèmes de répartition entre pays similaires



augmentant, la courbe des coûts finit par croiser celle des bénéfiques tant pour A que pour B. Si la courbe des coûts et celle des bénéfiques englobent tous les aspects sociaux des coûts et bénéfiques, l'intersection de ces courbes correspond à la situation que l'action des pouvoirs publics devrait s'efforcer de créer : celle où les coûts sont égaux aux bénéfices. Dans le cas de bénéfices constants (courbe A), il s'agit du point J, qui donne une quantité de biodiversité indiquée sur l'axe horizontal. On notera que dans la mesure où la courbe des bénéfices prend ici la forme d'une droite, chaque unité supplémentaire de biodiversité génère le même gain de bien-être, et l'avantage total « global » peut donc être obtenu par simple addition des « ajouts » de biodiversité. Lorsque les deux pays atteignent chacun le point J, les citoyens des deux pays sont gagnants. Il suffit en l'occurrence que chaque pays fournisse la quantité de biodiversité « adéquate » pour ses propres citoyens pour que la quantité globale adéquate en soit également fournie, et ce malgré le caractère de bien public de la biodiversité. Aucun problème de coordination ne se pose concernant l'offre de biodiversité. L'action « locale » de chaque pays contribue à résoudre un problème « global ».

Si, par contre, les bénéfices sont décroissants – comme dans le cas de la courbe B – l'avantage tiré par chacun des pays de la dernière unité supplémentaire de biodiversité sera différente si les dotations initiales sont elles-mêmes différentes. En effet, le lieu où se situe le point optimal I de fourniture au sein de chaque pays variera selon la dotation initiale et l'avantage tiré de la dernière unité supplémentaire ne sera pas identique – la solution coordonnée différera de la solution non coordonnée. Dans la mesure où la biodiversité constitue un bien public mondial et où les dotations initiales

sont différentes, il s'ensuit que, même lorsque les revenus et les préférences sont similaires pour les divers pays, les initiatives de chacun d'eux ont des effets redistributifs, d'où un problème de coordination. On peut en tirer une conclusion générale concernant la fourniture d'un bien public au niveau global, à savoir que chaque pays devrait payer en fonction de l'avantage marginal jusqu'à ce que la somme des bénéfices (marginaux) soit égale au coût du surcroît de biodiversité (cette question sera examinée plus en détail à la section 5.2.1).

3.2.2. Effets secondaires des politiques de la biodiversité : le rôle des instruments

Alors que les effets primaires des politiques de la biodiversité qui ont été présentés ci-dessus sont déterminés par les objectifs visés par ces mêmes politiques, le choix de l'instrument d'action introduit une autre source d'impacts des politiques de la biodiversité sur l'équité. Il s'agit de ce que l'on appelle les « effets secondaires sur la répartition ». Nous nous intéresserons particulièrement ici au signe de ces effets secondaires, c'est-à-dire au point de savoir dans quelle mesure les différents instruments atténuent ou amplifient les effets primaires de la politique mise en œuvre.

Pour bien situer dans leur contexte les effets de ces instruments, il nous faut comprendre les droits existants de ceux qui sont affectés par la politique. Nous commencerons donc par une brève digression sur les types de droits de propriété et d'utilisation auquel le responsable de l'élaboration des politiques de la biodiversité risque de se trouver confronté. Nous donnerons ensuite un aperçu des principaux instruments des politiques de la biodiversité, et classerons ces instruments afin de préparer le terrain à une vue d'ensemble des résultats théoriques et empiriques concernant leurs effets redistributifs.

Droits de propriété et choix de l'instrument d'action

Bon nombre des instruments d'action auxquels il est communément fait appel dans le cadre des politiques de la biodiversité ont une incidence sur les droits de propriété et d'utilisation liés aux ressources naturelles. Lors de la mise en œuvre de la politique, les individus, les ménages et les groupes n'attacheront pas la même valeur aux ressources naturelles selon leurs droits de propriété et ceux d'autrui sur lesdites ressources. Les droits en vigueur avant la mise en œuvre de la politique constituent donc un important déterminant des effets redistributifs des politiques. Il existe quatre principaux types de droits de propriété :

- Libre accès à la ressource (pas de propriété directe) : il ne peut être interdit à aucun utilisateur de jouir des bénéfices générés par la ressource, comme par exemple dans le cas des zones de pêche hauturière, ou encore du mode

traditionnel d'utilisation des forêts tropicales dans les pays en développement. Il n'en demeure pas moins des contraintes naturelles sous la forme d'une capacité de régénération limitée.

- **Propriété privée** : la propriété privée permet en règle générale au propriétaire d'interdire à autrui de bénéficier des bénéfices générés par la ressource. La portée précise des droits de propriété privée est dans la pratique plus circonscrite et varie d'un pays à l'autre. Dans certains pays de l'OCDE, l'achat d'une propriété foncière confère ainsi aux propriétaires de vastes droits qui leur permettent de faire plus ou moins ce qu'ils souhaitent de leurs terres. Dans d'autres pays, en revanche, il ne confère qu'un ensemble limité de droits, imposant au « propriétaire » des contraintes très strictes et donnant aux pouvoirs publics une plus grande latitude d'action. L'aliénabilité d'un actif, c'est-à-dire le droit du propriétaire de le vendre, est contrebalancé dans la plupart des systèmes juridiques par le droit de l'État à acheter l'actif dans certaines circonstances particulières où l'intérêt public l'emporte sur la protection accordée à la propriété privée.
- **Propriété d'État (propriété publique)** : dans nombre de pays, les zones riches en biodiversité de plus grande valeur appartiennent à l'État et/ou sont gérées par lui. Les restrictions des droits d'accès et d'utilisation ont, tout comme l'instauration de droits d'accès ou de redevances d'utilisation, une incidence sur les utilisateurs réguliers des ressources. Des mesures correctrices, telles que l'octroi de droits à certains groupes, leur indemnisation, les accords volontaires, ou encore la location à bail de certaines zones, peuvent atténuer les effets négatifs sur la répartition.
- **Propriété collective ou propriété commune** : la gestion de la ressource est assurée par un groupe d'utilisateurs qui peut définir les conditions d'accès à un éventail de bénéfices générés par la ressource utilisée collectivement. Il est plus probable que ce mode de propriété donne de bons résultats lorsque le groupe est relativement restreint et partage des normes et des besoins communs, que de claires limites ont été définies en matière de gestion de la ressource, que le groupe assurant la gestion présente une certaine stabilité et que les coûts encourus pour assurer le respect des droits de propriété sont relativement faibles (Adger et Luttrell, 2000). La propriété collective tend à être plus équitable que d'autres formes, bien que les groupes traditionnels définissent leurs propres droits et gèrent la ressource en commun. La répartition des coûts et des bénéfices est toutefois différente si la propriété collective est instaurée après une période de libre-accès ou réinstaurée après une période de propriété d'État. Certaines données empiriques tendent à montrer que le mode de gestion et le régime de droits favorisent dans certains cas les ménages les plus riches (Adhikari et al., 2004).

L'analyse du contexte institutionnel dans lequel les instruments doivent être mis en œuvre est particulièrement délicate lorsque les droits de propriété ne sont pas stables et ont été récemment modifiés ou sont encore en cours d'évolution. C'est typiquement le cas des économies en transition (telles que les anciens pays socialistes d'Europe centrale et orientale). En de telles situations dynamiques, les instruments d'action peuvent avoir des conséquences inattendues. Il est alors recommandé de mettre davantage l'accent sur l'information préalable et sur un suivi régulier que lorsque les régimes de propriété sont plus stables.

Il importe aussi, lors de l'examen des effets redistributifs des politiques de la biodiversité, de tenir compte des droits d'utilisation. Ces droits sont de divers types : droits d'accès, droits de chasse ou de pêche, droits de cueillette ou de ramassage de produits issus du milieu naturel, droits d'exploitation forestière, droits d'aménagement et droits au logement, ainsi que, dans certains cas, droits d'extraction minière. Il doit être tenu compte des régimes juridiques ou informels régissant ces droits, car l'instauration de nouvelles mesures en faveur de la biodiversité ou leur modification peuvent avoir des conséquences pour ceux qui en étaient précédemment les détenteurs et modifier leurs options en matière de revenu.

Les droits de propriété et d'utilisation sont déterminés par les facteurs historiques et culturels propres aux différentes sociétés. Ces régimes de droits implicites et explicites en vigueur sont un élément essentiel dont il doit être tenu compte lors du choix de l'instrument, puisque les divers instruments altèrent ces droits de manières très différentes et ont donc des effets immédiats sur la répartition.

Vue d'ensemble des instruments des politiques de la biodiversité et de leurs effets sur la répartition

Bien que la création de zones protégées, et notamment de parcs nationaux, soit peut-être la forme la plus visible prise par les politiques de la biodiversité, elle ne constitue qu'un instrument parmi tant d'autres. On trouvera ci-dessous une liste non exhaustive des plus importants instruments actuellement utilisés dans le cadre des politiques de la biodiversité :

- **Désignation de zones protégées :** Mise hors production de terres (appartenant le plus souvent, mais pas toujours, à l'État) en vue de leur protection généralement assortie de sévères restrictions aux activités d'extraction et de consommation de ressources naturelles. Exemple : Parc national de Yosemite.
- **Réglementation en matière d'utilisation des terres :** Restriction des activités d'extraction et de consommation de ressources naturelles menées

sur des terres privées ou en propriété collective. Exemple : loi des États-Unis sur les espèces en danger.

- **Achats de terres** : Achat de terres auprès de propriétaires privés ou publics à des fins de conservation ou de création/sauvegarde d'habitats, avec une interdiction ou de fortes restrictions de l'utilisation par le public. Exemple : Wild Rivers Legacy Forest au Wisconsin.
- **Servitudes de conservation** : Contrats volontaires entre les propriétaires fonciers privés et les organismes de conservation, prévoyant le versement d'un paiement ou l'octroi d'un crédit d'impôt en contrepartie de l'acceptation de certaines restrictions à l'utilisation des terres. Le prix de la servitude peut être fixé par les pouvoirs publics, négocié entre les parties contractantes, ou déterminé par un système d'enchères. Exemple : Programme BushTender en Australie (voir la section 7.2.2).
- **Paiements pour services écosystémiques** : Contrats volontaires entre les fournisseurs et les consommateurs de services écosystémiques, sur la base d'un quasi-marché. Les fournisseurs doivent d'ordinaire accepter de gérer leurs terres en respectant certaines restrictions aux pratiques de gestion. Exemple : PSE au Costa Rica.
- **Lutte contre le commerce d'espèces menacées** : Restriction ou interdiction des mouvements internationaux d'animaux et de parties d'animaux. Exemple: la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).
- **Taxes liées à la biodiversité** : Imposition d'une redevance générale ou affectée à un usage particulier ou d'une taxe sur les intrants ou les produits jugés préjudiciables à la biodiversité. Exemple : taxe danoise sur les pesticides.
- **Élimination des incitations ayant des effets pervers** : Réduction des mesures budgétaires ou réglementaires rétribuant des activités préjudiciables à la biodiversité. Exemple : Remplacement en Autriche des subventions agricoles basées sur le volume de production par des paiements directs au titre des services environnementaux (ÖPUL ; voir l'encadré 3.2).
- **Création de marchés pour la biodiversité** : Instauration de droits de propriété privée des biens et services liés à la biodiversité, associée à des échanges sur la base des mécanismes de marché. Exemples : quotas individuels négociables de pêche en Nouvelle-Zélande ; écotourisme.
- **Certification des produits** : Fourniture d'informations indépendantes ou agréées par l'État certifiant que la production a été assurée dans le respect de certains critères environnementaux. Exemple : café d'ombre.

L'intérêt d'une telle diversité des instruments tient naturellement au fait qu'il existe une pléthore de moyens d'aboutir au résultat souhaité. Malgré

cette diversité, l'impact de chaque instrument sur la répartition n'en dépend pas moins de deux aspects principaux : i) la participation et ii) le mode d'action.

Participation et effets de répartition. Les instruments peuvent être classés en fonction du degré de participation des individus à la mise en œuvre de la politique :

- Les politiques volontaires laissent aux participants potentiels le soin de décider d'y apporter ou non leur concours. Il s'ensuit qu'elles ne pourront en règle générale mobiliser que les participants potentiels qui espèrent tirer au moins autant de bénéfices après qu'avant la mise en œuvre de la politique considérée. Par conséquent, même si les pertes potentielles sont minimales, l'existence d'un nombre suffisant de tels perdants potentiels peut avoir un impact considérable sur l'adhésion à une politique.
- Les politiques non volontaires contraignent en revanche les individus à prendre part à leur mise en œuvre. Il s'agit le plus souvent de restrictions aux droits de propriété, telles que les interdictions d'aménagement des terres, ou encore l'instauration de redevances ou de taxes, sur les pesticides par exemple. Le fait de ne pouvoir choisir de participer ou non a deux conséquences immédiates du point de vue de la répartition des impacts. D'une part, les instruments non volontaires feront, en règle générale, des perdants au niveau individuel. Comme nous le verrons dans la partie II, ces pertes de bien-être incitent les perdants à saper la politique mise en œuvre. Par contre, le fait de pouvoir exiger une participation obligatoire élargit considérablement l'éventail des politiques envisageables, puisqu'il n'est pas nécessaire de s'assurer qu'aucun participant n'enregistrera de perte de bien-être du fait de sa participation. Les décideurs ont dès lors la possibilité d'engager des projets susceptibles de générer d'importants bénéfices nets globaux, mais au prix de modestes pertes individuelles. Cet arbitrage entre le souci de ne pas faire de perdants et celui d'assurer la viabilité de la politique malgré l'opposition des éventuels perdants constitue un des principaux problèmes liés à la conception des politiques de conservation qui seront abordés dans la partie III.

Mode d'action et effets de répartition. Le second facteur influant sur l'effet redistributif d'un instrument est son mode d'action. La politique menée peut laisser en place les droits de propriété en vigueur mais modifier la rémunération tirée de certaines activités. Les politiques qui visent à agir sur la rémunération de certaines activités laissent aux participants le soin de décider du volume des activités en question, mais prévoient des paiements dont le montant augmente généralement en fonction de ce volume. Ces paiements peuvent prendre la forme d'une taxe sur une activité jugée

préjudiciable à l'objectif visé par la politique, ou d'une subvention pour une activité jugée favorable à la réalisation de cet objectif. Ces paiements peuvent en outre résulter de politiques mettant à profit des possibilités nouvelles ou déjà existantes d'exclusion des utilisateurs, et avoir pour effet de transformer en biens privés certains des biens et services issus de la biodiversité.

L'économie du bien-être établit une claire distinction entre les effets redistributifs d'instruments axés sur une modification des droits de propriété et ceux d'instruments axés sur une modification de la rémunération d'activités. Les politiques qui font appel à ce dernier type d'instruments visent de par leur nature même à agir sur le prix et de ce fait induisent généralement de moindres pertes de bien-être que celles qui ont par exemple recours à des restrictions aux droits de propriété. La raison en est que les participants confrontés à une modification de la rémunération des activités, sans être pour autant soumis à des restrictions aux droits de propriété, peuvent réorienter la production ou la consommation en faveur des biens ou services visés et au détriment de leurs substituts, ou vice versa – selon que la rémunération augmente ou diminue avec le volume de production.

Pour évaluer les effets sur le bien-être des deux types d'instruments, on peut utiliser différents moyens de mesure. La variation équivalente et la variation compensatoire sont les moyens appropriés dans le cas d'une modification de la rémunération (la variation de la rente du consommateur constituant une bonne approximation ; voir Willig, 1976). Dans le cas d'une modification des droits de propriété, les moyens de mesure adaptés sont la rente équivalente et la rente compensatoire (Just et al., 2004).

Ces deux dimensions de la participation et du mode d'action permettent de distinguer quatre types d'instruments d'action (tableau 3.4). Ces derniers sont examinés tour à tour ci-dessous.

Tableau 3.4. **Classification des instruments d'action**

Mode d'action	Participation	
	Volontaire	Non volontaire
Modification des droits de propriété et d'utilisation	Type II Achat de terres Servitudes de conservation	Type IV Désignation de zones protégées Réglementation de l'utilisation des terres Restrictions commerciales
Modification de la rémunération de certaines activités	Type I Paiements (publics) au titre des services écosystémiques Création de marchés Certification des produits	Type III Taxes liées à la biodiversité Redevances d'utilisation Élimination des incitations ayant des effets pervers

Type I : Modification de la rémunération et participation volontaire

Les instruments de cette catégorie présentent deux traits distinctifs. Le premier est que les individus, les ménages et les groupes qui participent à la politique le font de leur plein gré. L'autre est que la politique ne modifie pas les droits de propriété, mais que les propriétaires sont désormais rémunérés différemment pour certaines activités. Les paiements au titre des services écosystémiques (PSE) en sont un exemple typique. Les propriétaires peuvent décider librement, à titre individuel ou de manière collective, s'ils souhaitent ou non offrir des services écosystémiques sur le « marché ». La création de marchés et les systèmes de certification des produits en sont des exemples, sous réserve que ces politiques n'imposent pas d'importants coûts de mise en œuvre. Avant la mise en œuvre de la politique, la fourniture de tels services n'aurait d'ordinaire pas été rentable puisqu'il n'existait alors aucun contrat garantissant une rémunération fiable. Après l'instauration de PSE, la fourniture de ces services peut être rentable. Aucun propriétaire terrien n'est toutefois contraint d'offrir ces services.

Il serait tentant de conclure que, puisqu'il s'agit d'une politique volontaire, les instruments de ce type ne peuvent nuire au bien-être. La raison en est simple : à moins de commettre une erreur, les individus ne sont guère susceptibles de participer volontairement à des transactions dans lesquelles ils craignent d'essuyer une perte nette. Le bien-être relatif, en revanche, sera touché puisque toutes les parties ne tireront pas le même gain de la politique. En particulier, dans le cadre des systèmes de PSE et de la création de marchés, on constate de plus en plus que les parties situées au bas de l'échelle de la répartition du revenu et du patrimoine ont de moindres possibilités de tirer effectivement parti des perspectives économiques offertes par ces instruments d'action que celles qui jouissent d'une plus grande prospérité.

Qui plus est, de nombreux instruments considérés comme volontaires, tels que les contrats de conservation et les PSE, comportent un élément de coercition et il est donc possible qu'ils fassent des perdants. La raison en est que ces instruments impliquent généralement des paiements au profit des parties contractantes, lesquels doivent être financés au moyen de ressources mobilisées auprès d'autres groupes. Il s'ensuit une redistribution par l'intermédiaire de la fiscalité générale de l'ensemble de la population en faveur des participants volontaires. Les perdants seront donc ceux pour qui les gains de bien-être entraînés par l'augmentation de la biodiversité induite par la politique seront inférieurs aux pertes de bien-être occasionnées par l'augmentation des taxes qu'ils doivent payer pour financer cette même politique. Cette caractéristique est également observée dans le cas des instruments de type II (voir l'encadré 3.1).

Encadré 3.1. **Servitudes de conservation au Colorado**

Sur l'ensemble du territoire du Colorado, des organismes de protection des terres à l'échelle locale comme à celle de l'État (sociétés foncières) fournissent des incitations économiques à la conservation des terres en offrant aux propriétaires fonciers un crédit à valoir sur l'impôt sur le revenu perçu par l'État, en contrepartie d'une servitude de conservation sur leur propriété. Un contrat de servitude est un accord conclu entre un propriétaire foncier et un organisme de conservation, qui maintient la propriété privée des terres tout en interdisant de façon permanente certains types de mise en valeur.

Les déductions fiscales pour les servitudes de conservation ne sont pas chose nouvelle aux États-Unis. Elles existent au niveau fédéral depuis 1976, et plusieurs États en proposent. Le Colorado est toutefois l'un des plus généreux, à un point remarquable pour un État qui n'a pas toujours été réputé pour son souci de protéger l'environnement. Il offre un crédit d'impôt sur le revenu égal à 50 % de la juste valeur de marché de la servitude, à concurrence d'un montant maximum de 375 000 USD.

Ces crédits sont par ailleurs extraordinairement souples. Les crédits d'impôt sur le revenu peuvent être une bonne chose pour les millionnaires d'Hollywood qui possèdent de vastes étendues de terres à proximité de stations de sports d'hiver telles que Aspen ou Vail, mais ils ne présentent qu'un intérêt limité pour les nombreux éleveurs et cultivateurs du Colorado qui n'ont que peu de revenus susceptibles d'être imposés par l'État. Ces personnes, qui possèdent des terres en abondance mais guère de liquidités, peuvent désormais présenter leurs crédits au trésor de l'État en vue de leur remboursement intégral en espèces, sous réserve que le budget de l'État soit excédentaire. Ils peuvent aussi (les excédents budgétaires étant rares ces dernières années) les vendre pour 80 à 85 pour cent de leur valeur nominale à un acheteur payant davantage d'impôts sur le revenu au Colorado.

Cette législation a eu un énorme impact : la superficie totale protégée au Colorado est passée d'un peu moins de 142 000 hectares en 2000 à près de 1 million à la fin de 2005. Son coût en termes de recettes fiscales a cependant de quoi surprendre. La perte de recettes annuelles entraînée par ces crédits est passée d'à peine 2.3 millions USD durant l'exercice budgétaire 2001 à 85.1 millions USD en 2005.

Source : D'après *The Economist*, 2007.

En somme, si l'objectif visé satisfait au critère d'efficacité, l'utilisation des instruments du type I a moins de probabilités d'impliquer une concentration des pertes sur un individu ou un ménage particuliers. Le profil de répartition se caractérisera plutôt par une concentration des bénéfices et par des pertes diffuses et de faible montant, si tant est qu'il y en ait.

Type II : Modification des droits de propriété et participation volontaire

Les politiques de type II englobent les servitudes de conservation (voir l'encadré 3.1), l'achat pur et simple de terres aux fins de conservation et le transfert des droits de propriété de l'État, par exemple, à certains ménages ou certaines communautés. Au lieu de fournir des incitations aux propriétaires fonciers pour qu'ils adoptent un certain comportement, ce type de politique offre un échange des droits de propriété contre un certain avantage (souvent sous forme d'espèces), le nouveau propriétaire gérant les droits nouvellement acquis comme bon lui semble dans le cadre de la politique. Les droits ainsi cédés à titre onéreux couvrent d'ordinaire tous les droits de mise en valeur pour de longues périodes de temps, et parfois indéfiniment.

Comme dans le cas des politiques de type I, le caractère volontaire des politiques de type II implique qu'il n'y aura pas de perdants directs (autres que ceux qui financent la politique au travers de la fiscalité générale). À moins que le prix offert pour la renonciation au droit considéré ne soit supérieur à la valeur que lui attache son propriétaire en titre, celui-ci n'acceptera pas de participer et ne subira donc pas de perte. Si le prix est supérieur à cette valeur, le propriétaire aura tout intérêt à accepter l'échange.

A priori, rien n'indique que les politiques de type II fassent des perdants. On a toutefois des raisons de penser que certains gagnent plus que d'autres, si l'on considère notamment les systèmes volontaires impliquant la vente de droits de propriété à des fins de conservation qui ont été expérimentés au sein du secteur agricole dans les pays industriels. Le suivi des deux grands programmes de conservation des terres mis en œuvre aux États-Unis, prévoyant respectivement l'achat de droits de mise en valeur ou de servitudes de conservation dans le secteur agricole (PDR/PACE) et le transfert des droits de mise en valeur (TDR), montre que les personnes les plus aisées tirent en général plus de bénéfices. Ces programmes sont susceptibles de bénéficier à ceux qui possèdent un plus grand patrimoine, pratiquent une agriculture extensive et tirent une plus large part de leurs revenus de l'agriculture (Lynch et Lovell, 2003). Ce profil de répartition n'est nullement inhabituel : des effets similaires peuvent être observés dans d'autres pays où les subventions ayant des effets pervers ont été remplacées par des systèmes de paiements volontaires (voir l'encadré 3.2).

Les instruments de type II, qui transfèrent des droits de propriété aux populations locales, produisent des effets analogues. Si ces populations locales ou ces ménages sont capables de mieux gérer les habitats et les écosystèmes que les pouvoirs publics, il n'en résulte aucune perte pour l'ensemble de la collectivité. Toutefois, comme précédemment, la répartition des bénéfices entre les différents groupes peut varier. Adhikari et al. (2004) ont étudié les effets redistributifs du transfert des droits de propriété de

Encadré 3.2. **Impacts différentiels du programme ÖPUL sur les cultivateurs et les éleveurs**

ÖPUL est un programme agro-environnemental instauré en Autriche au début des années 90. Il a pour objet de remplacer les subventions agricoles fondées sur le volume de production par des paiements directs au titre de services environnementaux (OCDE, 1999). Bon nombre de ces services environnementaux sont des mesures destinées à sauvegarder et améliorer la diversité biologique des paysages cultivés, avec lesquels de nombreuses espèces ont co-évolué. Les limites maximales imposées aux cheptels, la rotation des cultures, les programmes de mise hors production et les pratiques spécifiques de fauchage en sont des exemples. Les cultivateurs se voient proposer un ensemble de pratiques culturelles parmi lesquelles ils peuvent librement choisir les mesures appropriées. Après avoir souscrit au programme, les cultivateurs reçoivent un paiement qui est fonction des superficies pour chacune des mesures qu'ils se sont engagés à mettre en œuvre. L'évaluation des effets socio-économiques de ces politiques entre 1998 et 2002 a mis en évidence deux importants effets de répartition. Le premier est fonctionnel : le remplacement d'un mode de rémunération favorisant la production intensive par des subventions au bénéfice de pratiques extensives a généré une distorsion fondamentale en faveur des cultivateurs. Les paiements en fonction des superficies ont par conséquent abouti à une redistribution au détriment des exploitations d'élevage et des transformateurs de viande. Le second est un effet d'échelle : les grandes exploitations ont pu tirer de bien plus grands bénéfices de la nouvelle politique que les petites exploitations en termes de paiements reçus (Groier, 2004).

l'administration centrale à des groupes d'utilisateurs locaux, engagé dans les années 90 au Népal. Ils ont constaté que si ces politiques parviennent à mettre fin à la déforestation et à renforcer la conservation de la biodiversité, leurs effets de répartition au sein des groupes d'utilisateurs locaux tendent à être très inégaux et accentuent les profils de répartition préexistants. Certes, les ménages pauvres ont bien souvent bénéficié, après le transfert des droits de propriété, d'un accès aux ressources gérées collectivement au moins égal à ce qu'il était auparavant, mais il reste néanmoins inférieur à celui dont jouissent les plus aisés. Ces résultats, comme ceux d'autres études (telles que celle de Campbell *et al.*, 2001), remettent en cause l'idée que le transfert des droits de propriété puisse être un instrument permettant de concilier efficacement en toutes circonstances les objectifs de conservation et ceux des politiques pro-pauvres.

Au total, les politiques de type II impliquent des effets de répartition assez bénins et aboutissent en règle générale à une redistribution de ressources de l'ensemble de la collectivité aux participants, au travers le plus souvent de la fiscalité générale ou du renoncement à des droits de propriété autrefois détenus par le secteur public. Les effets redistributifs de ces instruments sont donc initialement les mêmes que pour n'importe quel autre projet public et ils sont fonction des caractéristiques du système fiscal. Cela signifie que, du fait du caractère progressif de la fiscalité dans la plupart des pays, la répartition des coûts de mise en œuvre des politiques volontaires a elle-même un impact progressif sur la population.

Type III : Modification de la rémunération et participation non volontaire

Les instruments de type III associent participation obligatoire et modification des rémunérations. L'élément coercitif découle d'ordinaire des pouvoirs particuliers conférés à l'État, tels que les pouvoirs fiscaux. Les taxes et les redevances d'utilisation constituent donc des exemples typiques de cette catégorie d'instruments.

La coercition permet à l'État de cibler les groupes qui bénéficient des ressources liées à la biodiversité et de faire peser sur eux la charge financière d'une politique donnée. Une analyse attentive et des discussions avec les groupes affectés peuvent aider à établir le juste niveau d'incitation. Les effets de répartition dépendent au plus haut point de la conception de la taxe ou de la redevance, à la source comme à destination. À la source, les responsables de l'élaboration des politiques peuvent viser à obtenir certains résultats en termes de répartition au moyen de l'exonération ou de l'assujettissement sélectifs de certaines activités. Ainsi, les données relatives aux redevances d'accès aux parcs naturels indiquent que ces dernières ont un effet nettement progressif (Feinerman *et al.*, 2004), alors que les taxes sur le matériel agricole toucheront vraisemblablement des ménages à faible revenu. À destination, les responsables de l'élaboration des politiques peuvent choisir soit d'affecter les recettes fiscales à un groupe de bénéficiaires clairement identifié, soit de les verser au budget général. Les recettes de la taxe danoise sur les pesticides, qui touche principalement les agriculteurs conventionnels, sont ainsi partiellement affectées au soutien de l'agriculture biologique (Schou et Streibig, 1999).

Les instruments de type III offrent en somme de considérables possibilités d'influer sur les effets redistributifs des politiques de la biodiversité, tout en conservant d'intéressantes caractéristiques économiques. Cela explique la popularité de ce type d'instruments dans le cadre des politiques redistributives mises en œuvre dans d'autres contextes (Serret et Johnstone, 2006).

Type IV : Modification des droits de propriété et d'utilisation, et participation non volontaire

Les instruments de type IV recouvrent bon nombre des formes les plus communément mises en œuvre des politiques de la biodiversité. Il s'agit soit d'expropriations pures et simples lorsque le gouvernement contraint les propriétaires des terres à céder leurs droits de propriété officiels et informels sur des terres qui doivent être transformées en zone protégée, soit de restrictions des droits de propriété privée. Lorsque les restrictions contraignantes des droits de propriété privée sont suffisamment importantes, elles sont parfois qualifiées d'expropriations « réglementaires ». Selon les circonstances propres à chaque cas, le classement dans la catégorie des expropriations réglementaires peut donner lieu au versement d'une indemnisation au détenteur initial des droits de propriété.

L'ampleur des effets de répartition négatifs exercés par les restrictions d'accès est à l'évidence fonction d'un certain nombre de facteurs exogènes, ainsi que des caractéristiques de conception de ces politiques. Au nombre des facteurs exogènes importants figurent la disponibilité d'autres moyens de subsistance (Wells *et al.*, 1992) et l'interaction entre les objectifs visés par ces politiques et les autres déterminants du bien-être au niveau local. Les caractéristiques de conception des politiques comprennent l'orientation des bénéfices de la conservation au profit de la population locale au travers de l'emploi local dans les parcs, la promotion de l'écotourisme, ainsi que la réduction des coûts pour la population locale (Heady, 2000). Ces éléments d'accompagnement peuvent en théorie atténuer considérablement les effets des politiques. Les avis divergent néanmoins au sujet de leur capacité effective à amortir, voire inverser, les impacts primaires. Bien que certains chercheurs signalent des cas où une initiative d'écotourisme bien conçue associée à la perception de droits d'entrée maximisant les recettes devrait avoir des effets nets positifs au plan local (Naidoo et Adamowicz, 2005), les études méta-analytiques laissent à penser que l'écotourisme ne peut concilier une conservation durable et l'obtention de recettes touristiques suffisantes (Krüger, 2004).

La forme la plus radicale d'intervention dans le cadre des politiques de la biodiversité est celle de l'expropriation pure et simple. L'expropriation permet aux pouvoirs publics de contraindre les propriétaires fonciers à céder – contre leur gré – leurs droits de propriété officiels et informels sur des terres qui doivent être transformées en zone protégée. Cette pratique remonte aux origines mêmes des politiques de conservation de la nature, notamment à la création des premiers parcs nationaux aux États-Unis (Burnham, 2000). Les zones protégées ont pour caractéristique commune d'interdire toute utilisation à des fins d'extraction, de production ou de consommation, ou

autres que la consommation, par les individus qui jouissaient auparavant des bénéfices liés à une telle utilisation. Une récente étude de 138 projets bénéficiant d'une aide financière de la Banque mondiale, et plus particulièrement du Fonds pour l'environnement mondial, a montré que 120 d'entre eux imposaient des restrictions d'accès aux utilisateurs antérieurs.

Quant à savoir dans quelle mesure ces types de restrictions des droits de propriété débouchent sur des modifications effectives de l'utilisation par les utilisateurs antérieurs, tout dépend de leur degré de mise en application, assuré par exemple par des gardes (Bruner *et al.*, 2001) ou par d'autres modes de surveillance (Albers et Grinspoon, 1997). Lorsque les restrictions sont mises en application, les zones protégées peuvent être efficaces, en particulier pour réduire la pression exercées par les activités d'extraction (Bruner *et al.*, 2001). La réduction de la pression exercée par les activités de production a été moins efficace, que ce soit au niveau de chaque site considéré isolément ou au niveau global (Bruner *et al.*, 2001 ; McNeely et Scherr, 2003).

L'indemnisation des propriétaires antérieurs est dans ces cas essentielle, et exige de déterminer la valeur des terres pour ceux-ci. Les effets de répartition dépendent alors de la méthode utilisée pour déterminer la forme appropriée (monétaire ou non monétaire) d'indemnisation des intéressés, ainsi que des effets redistributifs de la mobilisation des fonds publics nécessaires au financement de cette indemnisation.

D'autres problèmes se posent lorsque les expropriations portent sur des lieux de peuplement et d'habitation et que la désignation en tant que zone protégée exclut toute occupation ou utilisation des terres. Les expropriations impliquent dès lors le déplacement des anciens propriétaires, voire leur expulsion s'ils se refusent au départ. Encore une fois, les déplacements de populations remontent à l'origine même des politiques de conservation. La création de parcs nationaux aux États-Unis s'est fréquemment accompagnée du déplacement de populations autochtones (Spence, 1999). La plupart des parcs nationaux africains comportent par ailleurs de vastes programmes de réinstallation, comme le Parc national de Korup au Cameroun (Schmidt-Soltau, 2003), les parcs nationaux créés sous l'apartheid en Afrique du Sud (Carruthers, 1995), ou encore les zones protégées établies en Tanzanie (Chatty et Colchester, 2002). En Asie, la politique de conservation de l'Inde a donné lieu à plusieurs programmes de réinstallation qui ont fait l'objet d'études détaillées (Rangarajan, 1996 ; Saberwal *et al.*, 2000), tout comme le Parc national royal de Chitwan au Népal (McLean et Stræde, 2003).

La réinstallation en un autre lieu a sur le bien-être des individus des effets complexes et aux multiples facettes, depuis les pertes de revenus résultant des restrictions d'accès et la perte de moyens de production,

jusqu'à des coûts moins tangibles mais non moins importants d'ordre psychologique. Les estimations empiriques des effets économiques de la réinstallation demeurent fragmentaires (tableau 3.5).

Deux caractéristiques importantes des politiques de réinstallation dans les zones protégées sont à retenir. La première est que dans nombre de zones protégées, la présence de populations résidentes constitue plutôt la norme que l'exception. Bruner *et al.* (2001) ont indiqué que dans l'ensemble, 70 % des zones tropicales protégées assorties d'une interdiction des utilisations à des fins de consommation abritent des populations résidentes et que 54 % abritent des résidents qui contestent les droits de propriété d'au moins une partie de la superficie du parc. Les chiffres sont similaires pour les parcs naturels d'Amérique du Sud³, pour la région du Kalimantan oriental en Indonésie (Jepson *et al.*, 2002), pour le désert de Gobi en Mongolie (Bedunah et Schmidt, 2004) et pour les zones protégées au Myanmar (Rao *et al.*, 2002).

La seconde caractéristique est que beaucoup de programmes de réinstallation échouent dans la pratique en raison de la résistance opposée par les populations locales. La relation entre les politiques initialement adoptées et la situation effectivement observée après leur mise en œuvre dépend du degré auquel le respect en a été assuré. Lorsque celui-ci est

Tableau 3.5. **Estimation des pertes de revenu générées par la réinstallation des populations**

Nom	Superficie totale en km ²	Population	Estimation annuelle de la perte de revenus de la chasse/de la cueillette en euros		
			Par habitant en espèces	En espèces	Total
Réserve de biodiversité du Dja	5 260	7 800	69.82 ^{a)}	544 596	956 103
Parc national de Korup	1 259	1 465	76.02 ^{a)}	111 369	195 522
Parc national du lac Lobeke	2 180	4 000	69.82 ^{a)}	279 280	490 309
Parc national de Boumba Beck	2 380	4 000	69.82 ^{a)}	279 280	490 309
Parc national de Dzanga-Ndoki	1 220	350	69.82 ^{a)}	24 437	42 902
Parc national de Nsoe	5 150	10 000	69.82 ^{a)}	698 200	1 225 772
Parc national de Loango	1 550	2 800	69.82 ^{a)}	195 496	343 216
Parc national de Moukalaba-Doudou	4 500	8 000	69.82 ^{a)}	558 560	980 618
Ipassa-Mingouli	100	100	69.82 ^{a)}	6 982	12 258
Parc national de Cross-River, division Okwangwo	920	2 876	158.96 ^{a)}	457 169	802 614
Parc national Nouabalé Ndoki	3 865	3 000	69.82 ^{a)}	209 460	367 732
Parc national d'Odzala	13 000	9 800	69.82 ^{a)}	684 236	1 201 257
Total/moyenne	41 384	54 000		4 049 065	7 108 612

a) Estimation, voir le tableau 3 de la source.

Source : Cernea et Schmidt-Soltau, 2006.

imparfait, les changements *de facto* imposés aux populations locales sont souvent moins stricts que ceux théoriquement prévus. Une mise en œuvre pleine et entière des politiques d'instauration de zones protégées en Inde entraînerait le déplacement de pas moins de 4 millions de personnes (Kothari, 2004) et si, par ailleurs, le respect des zones protégées était pleinement assuré en Afrique, il pourrait s'ensuivre des déplacements de population d'une ampleur analogue (Geisler et de Sousa, 2001). Ces deux constatations donnent une idée de l'ampleur potentielle des expulsions tout comme des obstacles susceptibles d'entraver la mise en œuvre intégrale de ces politiques.

En conclusion, la relation entre le choix de l'instrument et les effets de répartition montre que les responsables de l'élaboration des politiques peuvent considérablement influencer sur la répartition des bénéfices et des coûts entre les différents groupes, selon les instruments qu'ils retiennent dans un contexte particulier. Les effets redistributifs primaires de la politique mise en œuvre peuvent donc être sensiblement atténués dans un second temps grâce à un choix judicieux de l'instrument d'action. Il faut toutefois arbitrer lors du choix de l'instrument entre le désir de mettre pleinement en œuvre la politique considérée (ce qui requiert des instruments coercitifs) et celui d'éviter de faire un trop grand nombre de perdants ou d'imposer de trop grands sacrifices à chacun d'eux (ce qui exige des instruments volontaires). Cet arbitrage a été par le passé fortement biaisé en faveur des politiques qui conjuguent la coercition et la modification des droits de propriété. Il s'en est souvent suivi des résultats inéquitables du point de vue de la répartition, ainsi qu'un échec de la politique sur le terrain. D'autres approches telles que le recours à des mesures fiscales demeurent apparemment sous-exploitées alors même qu'elles pourraient permettre de parvenir à des solutions de moyen terme dans le cadre de cet arbitrage.

3.2.3. Dimension spatiale

Les caractéristiques spatiales revêtent une importance capitale pour la compréhension des problèmes inhérents aux politiques de la biodiversité. La première de ces caractéristiques tient à la relation entre les zones vouées à une utilisation humaine et celles dont la conservation est considérée comme hautement prioritaire. Balmford *et al.* (2001) ont étudié la coïncidence spatiale entre les zones qui présentent un grand intérêt pour la conservation et celles caractérisées par une productivité primaire élevée en Afrique. Ils ont observé une forte corrélation positive, ce qui indique que les conflits en matière d'utilisation des terres entre les partisans de leur conversion en vue de leur exploitation et les tenants de leur sauvegarde à des fins de conservation constituent la norme et seront de plus en plus fréquents. Luck *et al.* (2004), qui constatent une forte corrélation spatiale entre les zones très riches en espèces et celles à forte densité de population humaine en Australie et en Amérique

du Nord, parviennent à des conclusions similaires. Cette caractéristique générale a été confirmée dans des contextes plus spécifiques par Gaston (2005), qui a démontré que la répartition spatiale des populations humaines et des habitats et écosystèmes donne lieu à des conflits.

La seconde grande caractéristique spatiale d'ordre général tient à la relation entre les zones de faible développement économique et celles où la conservation est considérée comme hautement prioritaire. Angelsen et Wunder (2003) ont établi une forte corrélation entre les centres présentant une grande diversité et un fort endémisme biologiques et ceux caractérisés par une forte proportion de faibles revenus et de faibles dotations en actifs. Cavendish (2000) parvient à des conclusions similaires, tout comme Markandya (2001). La corrélation est encore plus manifeste à l'échelle planétaire, les pays industrialisés étant « riches en revenus et pauvres en biodiversité » et les pays en développement « pauvres en revenus et riches en biodiversité » (Swanson, 1996).

La mise en œuvre des politiques de la biodiversité présente donc une dimension spatiale essentielle, qui soulève des problèmes d'équité aussi bien entre les pays au plan international qu'entre des groupes de niveaux économiques très inégaux. Ces problèmes revêtent une importance fondamentale étant donné que les coûts primaires de la mise en œuvre des politiques de la biodiversité sont souvent concentrés dans les zones où celle-ci doit être sauvegardée et renforcée. Ces coûts sont supportés par des populations dont l'accès aux bénéfices générés dans la zone où ces politiques sont mises en œuvre est entièrement ou partiellement limitée du fait même de ces politiques. Bon nombre des bénéfices offerts par les politiques de sauvegarde et de renforcement de la biodiversité sont par ailleurs spatialement diffus et se font souvent sentir à des centaines ou des milliers de kilomètres de distance et au profit d'individus ou de groupes qui sont en définitive moins dépendants à l'égard de la zone à protéger que ceux qui vivent à proximité ou à l'intérieur de celle-ci.

Bénéfices et coûts dans un contexte spatial : dimensions locale, nationale, et internationale

La dimension spatiale est surtout manifeste dans le cas des instruments non volontaires de nature quantitative, tels que la création de zones protégées. Dans un article fondateur, Wells (1992) s'est penché sur ce profil géographique de répartition des coûts et des bénéfices. S'appuyant sur l'étude influente de Dixon et Sherman (1991) consacrée aux coûts et bénéfices des zones protégées, Wells a démontré l'existence d'une « disparité spatiale ». La nature de cette disparité peut être mise en évidence à l'aide d'une simple matrice de comptabilité spatiale qui examine l'intersection entre, d'une part, les différentes échelles spatiales (locale, régionale/nationale et transnationale/mondiale) et, d'autre part, les différentes catégories de bénéfices (tableau 3.6) et de coûts (tableau 3.7).

Tableau 3.6. **Importance relative des bénéfices offerts par les zones protégées à trois échelles spatiales**

Bénéfices des zones protégées	Échelles spatiales		
	Locale	Régionale/nationale	Transnationale/mondiale
Bénéfices en termes de consommation	<u>0-3</u>	0-2	0-1
Loisirs/Tourisme	<u>0-3</u>	<u>0-3</u>	0-1
Valeur des bassins hydrographiques	0-2	<u>0-3</u>	0-1
Diversité biologique	0-2	1-2	<u>0-3</u>
Bénéfices autres qu'en termes de consommation	0-2	0-1	<u>1-3</u>
Processus écologiques	1-2	1-2	<u>2-3</u>
Enseignement et recherche	0-2	0-1	<u>2-3</u>
Valeurs futures (pour l'ensemble des catégories ci-dessus)	<u>0-3</u>	<u>0-3</u>	<u>0-3</u>

- 0 = importance négligeable, 1 = importance minimale, 2 = importance modérée, 3 = importance majeure.
- Les chiffres soulignés correspondent à l'échelle où la catégorie de bénéfices considérée risque d'être la plus importante.

Source : Wells, 1992.

Comme on le voit au tableau 3.6, Wells observe principalement que les bénéfices sont limités à l'échelle locale, atteignent un niveau moyen à l'échelle régionale/nationale, et sont enfin tout à fait considérables à l'échelle transnationale/mondiale. Si bon nombre de ces observations étaient principalement fondées sur l'intuition et sur le bon sens, elles ont depuis été étayées par des données empiriques. Un exemple typique en est fourni par les études sur le consentement à payer des consommateurs pour que la conservation de la biodiversité soit assurée en un autre endroit de la planète, alors même qu'ils n'ont fréquemment qu'une faible probabilité de ne jamais se rendre en cet endroit ou d'en tirer un quelconque avantage personnel (voir Kramer et Mercer, 1997).

Cela ne signifie pas qu'il n'y ait pas de bénéfices locaux ou régionaux à la conservation de la biodiversité. L'adoption de politiques de la biodiversité contribue bien souvent à résoudre les problèmes de concertation et de coopération entre les actuels utilisateurs locaux, de sorte que la création de zones protégées peut avoir des répercussions bénéfiques pour les pauvres (Alix-Garcia et al., 2004). Une très grande partie des bénéfices se font néanmoins sentir loin du lieu où est assurée la conservation.

Selon Wells (1992), l'incidence spatiale des différents types de coûts imposés par la conservation tend à présenter un profil géographique inverse de celui des bénéfices (tableau 3.7).

Le calcul des coûts et bénéfices nets à chaque échelle géographique (tableau 3.8) amène à diagnostiquer une **disparité spatiale** entre le niveau

Tableau 3.7. **Importance relative des coûts des zones protégées à trois échelles spatiales**

	Échelles spatiales		
	Locale	Régionale/nationale	Transnationale/mondiale
Coûts des zones protégées			
Coûts directs	0-1	<u>0-3</u>	0-1
Coûts indirects	<u>0-3</u>	0-1	0-1
Coûts d'opportunité	<u>0-3</u>	<u>0-3</u>	0-1

- 0 = importance négligeable, 1 = importance minimale, 2 = importance modérée, 3 = importance majeure.
- Les chiffres soulignés correspondent à l'échelle où la catégorie de coûts considérée risque d'être la plus importante.
- Catégories de coûts des zones protégées tirées de (6).

Source : Wells, 1992.

 Tableau 3.8. **Disparité spatiale des coûts et bénéfices potentiellement les plus importants**

Bénéfices potentiellement les plus importants (d'après le tableau 3.6)	Coûts potentiellement les plus importants (d'après le tableau 3.7)
ÉCHELLE LOCALE	
Bénéfices en termes de consommation	Coûts indirects
Loisirs/tourisme	Coûts d'opportunité
Valeurs futures	
ÉCHELLE RÉGIONALE/NATIONALE	
Loisirs/tourisme	Coûts directs
Valeur des bassins hydrographiques	Coûts d'opportunité
Valeurs futures	
ÉCHELLE TRANSNATIONALE/MONDIALE	
Diversité biologique	(Coûts minimales)
Bénéfices autres qu'en termes de consommation	
Processus écologiques	
Recherche et enseignement	
Valeurs futures	

auquel sont supportés les principaux coûts (échelle locale et nationale) et celui auquel apparaissent les plus grands bénéfices (échelle mondiale).

Toutefois, ce diagnostic d'une disparité spatiale est clairement fondé dans le cas des zones protégées. Comme on l'a vu précédemment, bien que les plus efficaces en théorie (mais pas nécessairement en pratique, voir Cernea et Schmidt-Soltau, 2006), ces instruments ont les impacts les plus marqués sur le bien-être. Il n'est donc pas surprenant d'aboutir à de tels résultats.

L'hypothèse d'une disparité spatiale est tout à la fois corroborée et remise en cause par une récente étude détaillée. De Lopez (2003) a examiné la

répartition des coûts et des bénéfices découlant d'une utilisation directe associés à trois scénarios distincts de gestion du Parc national de Ream au Cambodge. Les coûts et bénéfices ont été analysés pour quatre différents groupes d'acteurs concernés : la population résidant au sein du Parc (impacts locaux), les entreprises commerciales (impacts régionaux/nationaux), l'armée (impacts nationaux) et les visiteurs (impacts internationaux). Les résidents locaux dépendent de la zone du parc pour leur approvisionnement en bois de feu, en plantes médicinales, en bois d'œuvre et en produits forestiers non ligneux (représentant une valeur annuelle totale d'environ 160 000 USD), ainsi qu'en ressources halieutiques. Les différents scénarios de gestion du parc imposent des degrés variables de restriction de ces activités, allant de l'absence de toute restriction jusqu'à leur stricte limitation, tant pour les populations locales que pour les personnes venues de l'extérieur, ces restrictions étant en outre associées à des revenus de substitution sous la forme de recettes touristiques. L'analyse a montré que, du point de vue des bénéfices nets totaux qu'elles génèrent, les politiques axées sur la conservation ne l'emportent que de façon marginale sur celles qui mettent davantage l'accent sur l'extraction. Toutefois, contrairement aux conclusions de Wells (1992), les politiques axées sur la conservation ont des effets favorables aux pauvres. Les raisons en sont les suivantes : i) les résidents locaux bénéficient des recettes générées par l'augmentation du nombre de visiteurs ; et ii) une plus grande partie des bénéfices liés à l'utilisation est réservée aux membres de la population locale puisque, du fait des restrictions, les entrepreneurs venus de l'extérieur de la zone ont, tout comme l'armée, moins intérêt à rivaliser avec eux pour les ressources en poissons et en bois d'œuvre.

Cette conclusion met en évidence une des ambiguïtés de la création de zones protégées au niveau national et remet en cause la logique simple qui sous-tend le concept de « disparité spatiale ». La protection aux fins de conservation peut avoir des effets favorables aux pauvres du fait que l'instauration des zones protégées amène à clarifier – souvent pour la première fois – la nature exacte des droits d'utilisation dans un secteur géographique donné. Les populations locales peuvent tirer profit des zones protégées grâce à l'éviction des concurrents extérieurs. Des exemples typiques en sont la création du Parc national de Kakadu, que les résidents locaux considéraient comme une protection contre la menace de l'extraction d'uranium dans la région (Lawrence, 2000), celle du Parc national des Portes de l'Arctique en Alaska, qui apparaissait aux populations locales comme un moyen d'éviter l'installation d'un oléoduc (Catton, 1997), ou encore celle de la plupart des réserves extractives de l'Amazonie brésilienne, dont les populations autochtones espéraient qu'elles les protégeraient des colons et

des entreprises d'exploitation forestière venues de l'extérieur (Goeschl et Iglori, 2006).

Mécanismes internationaux et effets de répartition

Au niveau international, il y a lieu de gérer les aspects mondiaux de l'offre de biodiversité ainsi que de la répartition des coûts et des bénéfices des activités mises en œuvre à ce titre. Il en résulte un certain nombre de problèmes importants du point de vue de la répartition, qui sont analysés ci-après :

- Le CAP potentiel des pays développés pour assurer la conservation de la biodiversité dans d'autres régions du monde, et sa relation avec les fonds effectivement investis.
- L'impact sur les pays bénéficiaires, des fonds mobilisés à l'échelle mondiale en faveur de la biodiversité.
- Les règles mondiales destinées à assurer le partage des bénéfices tirés de la coopération internationale à la protection de la biodiversité, et leurs effets de répartition entre les différents pays.

Consentement à payer pour la conservation de la biodiversité. Un problème se pose au niveau international, celui de la demande qui s'exprime dans certains pays pour que la conservation de la biodiversité soit assurée dans d'autres. Ces dernières années ont été marquées par les premières tentatives d'estimation chiffrée du consentement à payer des pays développés pour que la biodiversité soit protégée en d'autres régions du monde. Kramer *et al.* (1997) ont réalisé une enquête par courrier auprès d'un échantillon aléatoire de 1 200 personnes résidant aux États-Unis, qui ont été interrogées sur leurs connaissances et leurs attitudes concernant la conservation des forêts ombrophiles, sur leur situation socio-économique et sur leur consentement à payer (CAP). Ils ont ensuite eu recours à des méthodes d'évaluation contingente pour mesurer le CAP pour un doublement de la superficie des parcs nationaux et des réserves naturelles terrestres dans les pays tropicaux. Ils ont estimé à 2.18 milliards USD le consentement à payer total (pour l'ensemble des ménages des États-Unis), sur la base d'un CAP moyen de 24 USD par ménage.

Horton *et al.* (2003) ont mené une enquête auprès de 407 personnes résidant au Royaume-Uni et en Italie, et se sont appuyés sur la méthode d'évaluation contingente pour mesurer le CAP de ces personnes pour financer une extension du système de parcs nationaux couvrant 5 % de la superficie de l'Amazonie brésilienne. Le consentement à payer total a été estimé à 1.8 milliard USD, sur la base d'un CAP moyen de 45 USD par ménage. Peut-être plus important encore, les auteurs ont demandé aux personnes interrogées jusqu'à quel point il leur paraissait équitable de supporter le coût de la

protection des forêts ombrophiles tropicales. De l'avis de 93 % des personnes interrogées, les pays industriels devraient prendre en charge une partie du coût de la protection des forêts ombrophiles tropicales (51 % du coût total).

Plusieurs mécanismes internationaux sont utilisés afin de tirer parti du consentement à payer des pays industrialisés pour protéger la biodiversité dans les pays en développement. On peut notamment citer les programmes de conservation mis en œuvre par divers bailleurs de fonds internationaux tels que l'Union européenne, la Banque mondiale et le Fonds pour l'environnement mondial (examinés au chapitre 7).

Effets internes des financements portant sur la biodiversité. Un deuxième problème tient aux effets internes dans les pays qui bénéficient de ressources financières internationales pour la protection de la biodiversité. Les pays sont convenus, au début des années 90, de créer des institutions internationales en vue de fournir ce bien public mondial ainsi que les services qui lui sont liés. La Convention sur la diversité biologique (CDB) de 1992 et son instrument financier, le Fonds pour l'environnement mondial (FEM), sont les principaux accords internationaux visant à assurer la coopération concernant la gestion de ce bien⁴.

Règles de répartition internationale. Alors que la mise en place d'institutions mondiales telles que la CDB traduit le désir de la communauté internationale d'instaurer une coopération mondiale en matière de conservation de la diversité biologique, cette coopération soulève de gros problèmes de répartition. Ceux-ci découlent des importantes asymétries qui existent entre les pays concernés. Certaines régions du monde sont dotées d'une abondante biodiversité (en l'occurrence, le « Sud ») alors que d'autres n'en possèdent que très peu (le « Nord »). Le Nord est relativement bien doté en capital humain et physique, d'où des niveaux de revenus et de patrimoine dont la moyenne est relativement élevée. Le Sud possède par contre peu de ressources et d'actifs de ce type. Ces asymétries aboutissent à un processus de négociation déséquilibré dans lequel chacune des parties se trouve dans une position de force relative sous certains aspects et de faiblesse relative sous d'autres. Or une coopération permettant de combiner les dotations du Nord et du Sud peut générer de considérables gains de bien-être pour chacun des deux partenaires, pour autant que l'un et l'autre puissent s'accorder sur le mode de répartition de ces gains.

Les dispositions contractuelles de la Convention sur la diversité biologique peuvent aider à partager ces gains (Gatti *et al.*, 2004). Elles mettent en place un cadre d'action dans lequel le Nord et le Sud sont convenus de ce qui suit :

- La biodiversité d'un pays se trouve placée sous son contrôle souverain.
- La biodiversité doit être considérée comme un bien mondial et ses conditions de fourniture être définies en conséquence.

- La part des bénéfiques tirés de la biodiversité devant revenir aux États qui assurent la fourniture de ce bien public mondial doit être déterminée sur une base contractuelle.

En d'autres termes, le Sud possède des droits de propriété pleins et entiers sur la diversité biologique qu'il abrite, et peut dès lors formuler des politiques pour en assurer la gestion interne sans aucune ingérence extérieure. Le Sud doit toutefois être aussi indemnisé d'une bonne partie de la biodiversité qu'il fournit : « [les pays du Nord fournissent] des ressources financières nouvelles et additionnelles pour permettre aux [pays du Sud] de faire face à la totalité des surcoûts convenus que leur impose la mise en œuvre des mesures par lesquelles ils s'acquittent des obligations découlant de la présente Convention » (art. 20, CDB, 1992).

Le sens du terme « surcoûts » est plus précisément défini dans le cadre du FEM comme désignant :

[les coûts des] mesures additionnelles prises à l'échelle nationale au-delà de celles nécessaires pour assurer le développement national [niveau de référence], ce qui impose aux pays des coûts additionnels [ou « surcoûts »] au-delà de ceux strictement nécessaires pour atteindre leurs propres objectifs de développement, mais génère néanmoins des bénéfiques additionnels dont le monde entier peut tirer parti. (GEF/C.7/Inf.5 : par. 2 & GEF/C.2/6 par. 2)

Ces dispositions des accords établissant la CDB et le FEM prévoient une répartition très particulière de l'excédent net généré par la coopération internationale en matière de biodiversité. Elles font obligation aux États abritant la biodiversité de supporter les coûts nécessaires pour en assurer la fourniture dans l'intérêt de la planète et exigent que le Nord partage avec le Sud les bénéfiques tirés de ces biens publics en lui versant les montants requis pour l'indemniser des coûts de sa participation.

Toutefois, la CDB n'est jusqu'à présent pas parvenue à atteindre les objectifs visés en matière de répartition. Dans la mesure où la plupart des arguments précédemment mentionnés mettent en lumière les défaillances des gouvernements nationaux, la question est dès lors de savoir pourquoi les accords internationaux n'incitent pas les gouvernements des pays riches en biodiversité à corriger ces distorsions. Une explication tient aux modes de répartition spécifiquement prévus par les dispositions de la Convention. Gatti *et al.* (2004) ont montré que du fait des dispositions relatives aux surcoûts, ces pays pourraient n'être guère incités à investir dans la conservation de la biodiversité si seules les augmentations marginales des bénéfiques mondiaux sont indemnisées.

L'exemple de la CDB montre que les institutions qui régissent la création de l'excédent (dans un souci d'efficience) et son partage (dans un souci de

répartition) peuvent être interdépendantes, surtout en l'absence de toute autorité supérieure susceptible de prendre des initiatives de conservation, d'en suivre les progrès et d'en faire respecter les objectifs. Nous reviendrons sur ces aspects dans la partie II.

Notes

1. On trouvera dans Russell et Vaughan (1982) une étude sur la relation entre le revenu et la demande de pêche de loisir.
2. Un troisième cas caractérisé par des bénéfices croissant avec chaque unité supplémentaire de biodiversité n'est pas examiné ici.
3. Dont 85 % abritent des populations en leur sein (Amend et Amend, 1995).
4. Dans le domaine plus particulier des ressources génétiques, un nouvel instrument international, le Traité international sur les ressources phylogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture, est entré en vigueur. Or son impact futur n'est pas clair étant donné que i) certains grands pays (tels que les États-Unis, la Chine et le Brésil) ne l'ont pas signé ou ne l'ont pas ratifié et que ii) certains mécanismes essentiels de ce traité (tels que les mécanismes de financement) n'ont pas été définis.

Bibliographie

- Adger, W.N. et C. Luttrell (2000), « Property Rights and the Utilisation of Wetlands », *Ecological Economics*, 35 (2000) 75-89.
- Adger, W.N. et al. (1997), « Property Rights and the Social Incidence of Mangrove Conversion in Vietnam », *CSERGE Working Paper GEC 97-21*.
- Adhikari, B. (2002), « Household Characteristics and Common Property Forest Use: Complementarities and Contradictions », *Journal of Forestry and Livelihoods*, 2: 3-14.
- Adhikari, B. (2005), « Poverty, Property Rights and Collective Action: Understanding the Distributive Aspects of Common Property Resource Management », *Environment and Development Economics* 10: 7-31.
- Adhikari, B., di Falco, S. et Lovett, J.C. (2004), « Household Characteristics and Forest Dependency: Evidence from Common Property Forest Management in Nepal », *Ecological Economics*, 48:245-257.
- Aggarwal, R.M. et Narayan, T.A. (2004), « Does Inequality Lead to Greater Efficiency in the Use of Local Commons? The Role of Strategic Investments in Capacity », *Journal of Environmental Economics and Management* 47, 163-182.
- Alavalapati, J.R.R., W.L. Adamowicz et W.A. White (1999), « Distributive Impacts of Forest Resource Policies in Alberta », *Forest Science* 45(3), 342-348.
- Albers H.J. et E. Grinspoon (1997), « A Comparison of the Enforcement of Access Restrictions Between Xishuangbanna Nature Reserve (China) and Khao Yai National Park (Thailand) », *Environ. Conserv.* 24:351-62.
- Aldred, J. et M. Jacobs (2000), « Citizens and Wetlands: Evaluating the Ely Citizens' Jury », *Ecological Economics*, 34:217-232.
- Alexander, J. et J.-A. McGregor (2000), « Wildlife and Politics: CAMPFIRE in Zimbabwe », *Development and Change* 31(3), 605-627.
- Alix-Garcia, J., A. de Janvry et E. Sadoulet (2004), « A Tale of Two Communities: Explaining Deforestation in Mexico », *World Development* 33(2), 219-235.
- Allali-Puz H., E. Béchaux et C. Jenkins (2003), "Gouvernance et démocratie locale dans les Parcs naturels régionaux de France", *Policy Matters* 12:225-237.
- Allegretti, M. (1990), « Extractive Reserves: An Alternative for Reconciling Development and Environmental Conservation in Amazonia », in Anderson, A. (éd.) (1990), *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*, Columbia University Press, New York.
- Allegretti, M. (2002), *A construção social de políticas ambientais: Chico Mendes e o Movimento dos Seringueiro*, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Thèse de doctorat, Brasília (Brésil).
- Allgood, S. et A. Snow (1998), « The Marginal Cost of Raising Tax Revenue and Redistributing Income », *Journal of Political Economy* 106(6), 1246-1273.

- Alston, L. et al. (1999), « A model of rural conflict: violence and land reform policy in Brazil », *Environment and Development Economics* 4, 135-160.
- Amend, S. et Amend, T. (1995), *National Parks Without People? The South American Experience*, UICN, Gland, Suisse.
- Amiel, Y., J. Creedy et S. Hurn (1999), « Measuring Inequality Aversion », *Scandinavian Journal of Economics* 101 (1), 83-96.
- Andersen, I.-E. et B. Jaeger. (1999), « Danish Participatory Models: Scenario Workshops and Consensus Conferences: Towards More Democratic Decision-making », *Science and Public Policy*, 5:331-340.
- Angelsen, A., et S. Wunder (2003), *Exploring the Forest-Poverty Link: Key Concepts, Issues and Research Implications*, Center for International Forestry Research, Bogor (Indonésie).
- Arnot, C., P. Boxall et S. B. Cash (2006), « Do Ethical Consumers Care About Price? A Revealed Preference Analysis of Fair Trade Coffee Purchases », *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroéconomie* 54 (4), 555-565.
- Arrow, K.J. (1950), « A Difficulty in the Concept of Social Welfare », *Journal of Political Economy* 58(4) (août 1950), 328-346.
- Asheim, G.B., W. Buchholz et B. Tungodden (2001), « Justifying sustainability », *Journal of Environmental Economics and Management* 41(3), 252-268.
- Atkinson, A. et F. Bourguignon (1982), « The Comparison of Multi-Dimensioned Distributions of Economic Status », *Review of Economic Studies* 49 (1982), 183-201.
- Atkinson, A.B. (1970), « On the Measurement of Inequality », *Journal of Economic Theory* 2, 244-263.
- Baland, J.-M. et J.-P. Platteau (1997), « Wealth Inequality and Efficiency in the Commons Part I: The Unregulated Case », *Oxford Economic Papers* 49, 451-482.
- Baland, J.-M. et J.-P. Platteau (1998), « Wealth Inequality and Efficiency in the Commons Part II: The Regulated Case », *Oxford Economic Papers* 50, 1-22.
- Balmford, A. et al. (2000), « Integrating Conservation Costs into International Priority Setting », *Conservation Biology* 11, 597-605.
- Balmford, A. et al. (2001), « Conservation Conflicts Across Africa », *Science* 291 (30 mars), 2616-2619.
- Balmford, A., et al. (2003), « Global Variation in Terrestrial Conservation Costs, Conservation Benefits, and Unmet Conservation Needs », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100, 1046-1050.
- Balmford, A. et T. Whitten (2003), « Who Should Pay for Tropical Conservation, and How Could the Costs be Met? » *Oryx* 37, 238-250.
- Bannon, I. et P. Collier (2003), « Natural Resources and Conflict: What We Can Do », in *Natural Resources and Violent Conflict: Options and Actions*, Banque mondiale, Washington, DC.
- Banque mondiale (2002), *Politique opérationnelle 4.12 : Réinstallation involontaire*, Banque mondiale, Washington, DC.
- Banque mondiale (2006), *Strengthening Forest Law Enforcement and Governance: Strengthening a Systemic Constraint to Sustainable Development*, rapport n° 36638-GLB, Banque mondiale, Washington, DC.

- Barbier, E.B. et M. Cox (2004), « An Economic Analysis of Shrimp Farm Expansion and Mangrove Conservation in Thailand », *Land Economics* 80(3), 389-407.
- Barbier, E.B., et M. Rauscher (1995), « Policies to Control Tropical Deforestation: Trade Intervention versus Transfers », in C. Perring et al. (éd.), *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Bardhan, P. (1996), « Efficiency, Equity and Poverty Alleviation: Policy Issues in Less Developed Countries », *Economic Journal* 106, 1344-1356.
- Barrett, C.B., Lee, D.R. et McPeak, J.G. (2005), « Institutional Arrangements for Rural Poverty Reduction and Resource Conservation », *World Development*, vol. 33(2), 193-197.
- Baumol, W.J. et W.E. Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Bedunah D.J. et S.M. Schmidt (2004), « Pastoralism and Protected Area Management in Mongolia's Gobi Gurvansaikhan National Park », *Dev. Change* 35(1):167-91.
- Bellon, M.R. et J.E. Taylor (1993), « Folk Soil Taxonomy and the Partial Adoption of New Seed Varieties », *Economic Development and Cultural Change*, 41(4), 763-786.
- Bergstrom, T.C. et R.P. Goodman (1973), « Private Demands for Public Goods », *American Economic Review*, 63(3), 280-296.
- Bergstrom, T., L. Blume et H. Varian (1986), « On the Private Provision of Public Goods », *Journal of Public Economics* 29, 25-49.
- Berkes, F. (1999), *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*, Taylor and Francis, Philadelphia (États-Unis).
- Beukering, P.H. van, H. Cesara et M.A. Janssen (2003), « Economic Valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia », *Ecological Economics* 44(1), février 2003, 43-62.
- Bingham, G. (1986), *Resolving Environmental Disputes, A Decade of Experience*, The Conservation Foundation, Washington DC.
- Bojo, J. et R.C. Reddy (2002), *Poverty Reduction Strategies and Environment: A Review of 40 Interim and Full Poverty Reduction Strategy Papers*, Banque mondiale, Washington D.C.
- Borcherding, T.E. et Deacon, R.T. (1972), « Demand for Services of Non-Federal Governments », *American Economic Review*, 62(5), 891-901.
- Borrini-Feyerabend, G. et al. (2004), *Sharing Power: Learning by Doing in Co-management of Natural Resources Throughout the World*, IIED et UICN/CEESP/CMWG, Cenesta, Téhéran.
- Bovenberg, A.L. et Heijdra, B.J. (1998), « Environmental Tax Policy and Intergenerational Distribution », *Journal of Public Economics* 67, 1-24.
- Boyce, J.K. (2002), *The Political Economy of the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni)
- Brainard, J.S., et al. (2006), « Exposure to Environmental Urban Noise Pollution in Birmingham, UK », in: Serret et Johnstone (éd.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni).
- Brett, C. et Keen, M. (2000), « Political Uncertainty and the Earmarking of Environmental Taxes », *Journal of Public Economics* 75, 315-340.

- Brooks, N. et R. Sethi (1997), « The Distribution of Pollution: Community Characteristics and Exposure to Air Toxics », *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, 233-250.
- Broome, J. (1992), *Counting the Cost of Global Warming*, White Horse Press, Cambridge.
- Brown, K. (1998), « The Political Ecology of Biodiversity, Conservation and Development in Nepal's Terai: Confused Meanings, Means and Ends », *Ecological Economics* 24(1), 73-87.
- Brown, K. et S. Rosendo (2000), « Environmentalists, Rubber Tappers and Empowerment: The Politics and Economics of Extractive Reserves », *Development and Change*, 31: 201-227.
- Brown, K., et al. (2001), « Trade-off Analysis for Marine Protected Area Management », *Ecological Economics*, 37:417-434.
- Bruner A. et al. (2001), « Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity », *Science* 291(5501):125-28.
- Buchanan, J.M. (1963), « The Economics of Earmarked Taxes », *Journal of Political Economy* 71(5), 457-469.
- Buchy, M., H. Ross et W. Proctor (2000), *Enhancing the Information Base on Participatory Approaches in Australian Natural Resources Management*, Commissioned Report to the Land and Water Resources Research and Development Corporation, Canberra
- Bueno de Mesquita, B., et al. (2003), *The Logic of Political Survival*, MIT Press, Cambridge, Mass.
- Bulte, E. et C. Withagen (2006), *Distributive Issues in a Dynamic Context: an Issues Paper*, OCDE, Paris.
- Bulte, E.H., R. Damania et R.T. Deacon (2005), « Resource Intensity, Institutions, and Development », *World Development* 33(7), 1029-1044.
- Burnham, P. (2000), *Indian Country God's Country: Native Americans and National Parks*, Island Press, Washington, DC.
- Burton, P.S. (2004), « Hugging Trees: Claiming *de facto* Property Rights by Blockading Resource Use », *Environmental and Resource Economics* 27, 135-163.
- Campbell, B. et al. (2001), « Challenges to Proponents of Common Property Resource Systems: Despairing Voices from the Social Forests of Zimbabwe », *World Development* 29: 589-600.
- Carruthers J. (1995), *The Kruger National Park: A Social and Political History*, Univ. Natal Press, Pietermaritzburg (Afrique du Sud).
- Carson, L. et K. Gelber (2001), *Ideas for Community Consultation: A Discussion on Principles and Procedures for Making Consultation Work*, NSW Department of Urban Affairs and Planning, Sydney (Australie).
- Catton T. (1997), *Inhabited Wilderness: Indians, Eskimos, and National Parks in Alaska*, Univ. N. Mex. Press, Albuquerque.
- Cavendish, W. (2000), « Empirical Regularities in the Poverty-Environment Relationship of Rural Households: Evidence from Zimbabwe », *World Development*, 28, (11), 1979-2003.
- CDB (Convention sur la diversité biologique) (1992), *Convention sur la diversité biologique*, www.cbd.int/convention/convention.shtml.

- CDB (2005), *Thematic Report on Mountain Ecosystems, Nepal*, www.biodiv.org/doc/world/np/np-nr-me-en.doc
- Cernea, M.M. et K. Schmidt-Soltau (2006), « Poverty Risks and National Parks: Policy Issues in Conservation and Resettlement », *World Development* 34(10), 1808-1830.
- Chakraborty, R.N. (2001), « Stability and Outcomes of Common Property Institutions in Forestry: Evidence from the Terai Region of Nepal », *Ecological Economics* 36, 341-353.
- Chapin, M. (2004), « A Challenge to Conservationists », *World Watch Magazine*, novembre/décembre 2004, 17-31.
- Chatty, D. et Colchester, M. (éd.) (2002), *Conservation and Mobile Indigenous Peoples: Displacement, Forced Settlement and Sustainable Development*, Berghahn Books, New York.
- Chichilinsky, G. (1996), « An Axiomatic Approach to Sustainable Development », *Social Choice and Welfare* 13, 231-257.
- Chichilinsky, G. et G. Heal (1994), « Who Should Abate Carbon Emissions? An International Viewpoint », *Economics Letters* 44, 443-449.
- Chobotova, V. et Kluvankova-Oravska, T. (2006), *Community-based Management of Biodiversity Conservation in a Transition Economy. Application of Multi-Criteria Decision Aid to the Nature Reserve Šúr*, étude de cas rédigée pour l'OCDE, OCDE, Paris.
- Clark, C.W. (1973), « Profit Maximization and the Extinction of Animal Species », *Journal of Political Economy* 81(4), 950-961.
- Clean Water Action Plan (2000), *Watershed Success Stories: Applying the Principles and Spirit of the Clean Water Action Plan*, États-Unis.
- Cleary, D. (2006), « The Questionable Effectiveness of Science Spending by International Conservation Organizations in the Tropics », *Conservation Biology* 20(3), 733-738.
- Clippel, G. de (2005), *Equity, Envy, and Efficiency under Asymmetric Information*, Working Paper, Rice University, Houston.
- Cobham, A. (2007), *Tax Evasion, Tax Avoidance and Development Finance*, University of Oxford, Department of International Development, Oxford.
- Commission européenne (2005), *Agri-environment Measures: Overview on General Principles, Types of Measures, and Application*, étude de la Direction générale de l'agriculture et du développement rural de la Commission européenne, unité G-4, Évaluation des mesures applicables au secteur agricole, disponible à l'adresse : http://ec.europa.eu/agriculture/publi/reports/agrienv/rep_en.pdf.
- Coomes, O., B. Barham, et Y. Takasaki (2004), « Targeting Conservation-Development Initiatives in Tropical Forests: Insights from Analysis of RainForest Use and Economic Reliance among Amazonian peasants », *World Development* 55, 47-64.
- Cooperative Conservation America (2005), *Faces and Places of Cooperative Conservation*, rapport de la White House Conference on Cooperative Conservation, St. Louis, Missouri, 29-31 août 2005, US Department of the Interior, Washington DC.
- Cork, S. (2002), « What are Ecosystem Services? », *RIPRAP (River and Riparian Lands Management Newsletter)*, Land and Water Australia, Canberra, 21, pp. 1-9.
- Costanza, R. et al. (1997), « The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital », *Nature* 387, 253-261.

- Cowell, F.A. et K. Gardiner (1999), "Welfare Weights", STICERD, London School of Economics, Economics Research Paper 20, août 1999, LSE, Londres.
- Crosby, N. (1996), *Creating an Authentic Voice of the People: Deliberation on Democratic Theory and Practice*. Midwest Political Science Association, Chicago (États-Unis).
- CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation) (2003), *Natural Values: Exploring Options for Enhancing Ecosystem Services in the Goulburn Broken Catchment*, Ecosystem Services Project, CSIRO, Canberra (Australie).
- Dasgupta, P. (2000), « Valuing Biodiversity », in Levin, S. (éd.), *Encyclopedia of Biodiversity*, Academic Press, New York.
- Datta, S.K. et S. Kapoor (1996), *Collective Action, Leadership and Success in Agricultural Cooperatives – a Study of Gujarat and West Bengal*, Oxford et IBH Publishing, Oxford et New Delhi.
- Day-Rubinstein, K. et G.B. Frisvold (2001), « Genetic Prospecting and Biodiversity Development Agreements », *Land Use Policy* 18(3), 205-219.
- Deacon, R.T. (2006), « Distributive Issues Related to Biodiversity: The Role of Institutions », communication préparée pour le *Séminaire de l'OCDE sur les aspects redistributifs de la biodiversité*, Oaxaca, Mexique, 26-27 avril 2006.
- Declerck, S. (2003), « Restoration of Lake Kraenepoel in Belgium, a Case Study Prepared for the BIOFORUM Project », in: Young, J. et al. (éd.), *Conflicts Between Human Activities and the Conservation of Biodiversity in Agricultural Landscapes, Grasslands, Forests, Wetlands and Uplands in Europe*, Rapport des projets BIOFORUM, août 2003, 116-119, BIOFORUM, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh.
- Demsetz, H. (1967), « Toward a Theory of Property Rights », *American Economic Review* 57(2), Papers and Proceedings, 347-359.
- DSE (Department of Sustainability and Environment) (2005a), *Southern Victoria BushTender: Information Sheet No. 5*, Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne.
- DSE (2005b), *Southern Victoria BushTender: Information Sheet No. 6*, Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne.
- DSE (2005c), *Southern Victoria BushTender: Information Sheet No. 7*, Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne.
- Diamond, J. (2005), *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed*, Viking, New York.
- Dietz, T., E. Ostrom et P.C. Stern (2003), « The Struggle to Govern the Commons », *Science* 302, 1907-1912.
- Dixit, A.K. et J.E. Stiglitz (1977), « Monopolistic Competition and Optimum Product Diversity », *American Economic Review*, 67(3), 297-308.
- Dixon, J.A. et Sherman, P.B. (1990), *Economics of Protected Areas: A New Look at Benefits and Costs*, East-West-Center, Island Press, Washington DC.
- Dixon, J.A. et Sherman, P.B. (1991), « Economics of Protected Areas », *Ambio*, 20(2), 68-74.
- Drazen, A. (2001), *Political Economy in Macroeconomics*, Princeton University Press, Princeton.
- Drechsler, M., et al. (2007), « An Agglomeration Payment for Cost-Effective Biodiversity Conservation in Spatially Structured Landscapes », *UFZ Discussion Papers* 4/2007, mars 2007, UFZ Centre for Environmental Research Leipzig (Allemagne)

- Dressler, W. H. (2006), « Co-opting Conservation: Migrant Resource Control and Access to National Park Management in the Philippine Uplands », *Development and Chance* 37(2), 401-426.
- Drèze, J.P. (1998), « Distribution Matters in Cost-Benefit Analysis: Comment on K-A. Brekke », *Journal of Public Economics* 70 (3): 485-88.
- Drèze, J.P. et N. Stern (1987), « The Theory of Cost-Benefit Analysis », in A. J. Auerbach et M. Feldstein (éd.) *Handbook of Public Economics* 2, North-Holland, Amsterdam.
- Droege, S. et B. Soete (2001), « Trade-Related Intellectual Property Rights, North-South Trade and Biological Diversity », *Environmental and Resource Economics* 19, 149-163.
- Easterbrook, G. (2003), *The Progress Paradox*, Random House, New York.
- Emerton, L., J. Bishop et L. Thomas (2005), *Sustainable Financing of Protected Areas: A Global Review of Challenges and Options*, UICN, Gland (Suisse) et Cambridge (Royaume-Uni).
- Engel, S., R. Lopez et C. Palmer (2006), « Community-Industry Contracting over Natural Resource Use in a Context of Weak Property Rights: The Case of Indonesia », *Environmental and Resource Economics* 33(1), 73-93.
- Environmental Defense (2000), *Progress on the Back Forty: An Analysis of the Three Incentive Based Approaches to Endangered Species Conservation on Private Lands*, Environmental Defense, New York.
- Environnement Canada (2005), *Guide du Programme des dons écologiques du Canada 2005 : un don pour l'avenir, des avantages fiscaux aujourd'hui*, disponible à l'adresse suivante : www.cws-scf.ec.gc.ca/egg-pde/.
- EPA (US Environmental Protection Agency) (2001), *Protecting and Restoring America's Watersheds: Status, Trends, and Initiatives in Watershed Management*, EPA-840-R-00-001, US EPA, Washington DC.
- Eskeland, G. et C. Kong (1998), « Protecting the Environment and the Poor: A Public Goods Framework Applied to Indonesia », *World Bank Policy Research Working Paper* n° 1961, Banque mondiale, Washington, DC.
- Fearnside, P.M. (2003), « Conservation Policy in Brazilian Amazonia: Understanding the Dilemmas », *World Development* 31(5): 757-779.
- Feinerman, E., A. Fleischer, et A. Simhon (2004), « Distributional Welfare Impacts of Public Spending: The Case of Urban versus National Parks », *Journal of Agricultural and Resource Economics* 29(2): 370-386.
- FEM (Fonds pour l'environnement mondial), 2006, « The Role of Local Benefits in Global Environmental Programs », *Evaluation Report* n°30, Global Environment Facility Evaluation Office, Washington DC.
- Ferraro, P.J. (2002), « The Local Costs of Establishing Protected Areas in Low-Income Nations: Ranomafana National Park, Madagascar », *Ecological Economics*, 43:261-275.
- Ferraro, P.J. et D. Simpson (2002), « The Cost-Effectiveness of Conservation Payments », *Land Economics* 78(3), 339-353.
- Fisher, M. (2004), « Household Welfare and Forest Dependence in Southern Malawi », *Environment and Development Economics* 9: 135-154.
- Fisher, M., G.E. Shively et S. Buccola (2005), « Activity Choice, Labor Allocation, and Forest Use in Malawi », *Land Economics* 81 (4), 503-517.

- Fisher, R., W. Ury et B. Patton (1991), *Getting to Yes: Negotiating Agreement Without Giving In*, Penguin Books, New York.
- Fishkin, J. et R.C. Luskin (2004), « Experimenting with a Democratic Ideal: Deliberative Polling and Public Opinions », communication établie pour la *Swiss Chair's Conference on Deliberation*, The European University Institute, Florence (Italie) 21-22 mai 2004.
- Flores, N. et R. Carson (1997), « The Relationship Between the Income Elasticities of Demand and Willingness to Pay », *Journal of Environmental Economics and Management* 33, 287-295.
- Fraga, J. (2006), « Local Perspectives In Conservation Politics: The Case of the Ria Lagartos Biosphere Reserve, Yucatan, Mexico », *Landscape and Urban Planning*, 74 (3-4), pp. 285-295.
- Frank, G. et F. Müller (2003), « Voluntary Approaches in Protection of Forests in Austria », *Environmental Science and Policy*, 6:261-269.
- Frederick, S., G. Loewenstein et T. O'Donoghue (2002), « Time Discounting and Time Preferences: A Critical Review », *Journal of Economic Literature* 40, 351-401.
- Freudenburg, W., L. Wilson, et D. O'Leary (1998), « Forty Years of Spotted Owls? A Longitudinal Analysis of Logging Industry Job Losses », *Sociological Perspectives* 41(1), 1-26.
- Gale, D. (1973), « Pure Exchange Equilibrium In Dynamic Economic Models », *Journal of Economic Theory* 6, 12-36.
- Gaston, K. (2005), « Biodiversity and Extinction: Species and People », *Progress in Physical Geography* 29(2), 239-247.
- Gatti, R. et al. (2004), « The Biodiversity Bargaining Problem », *Cambridge Working Papers in Economics*, n° 0447, Faculty of Economics, University of Cambridge, Cambridge (Royaume-Uni).
- Gawler, M. (éd.) (2002), « Strategies for Wise Use of Wetlands: Best Practices in Participatory Management », actes d'un séminaire organisé lors de la *Deuxième Conférence internationale sur les zones humides et le développement* (novembre 1998, Dakar, Sénégal), Wetlands International, Wetlands International, UICN, WWF, publication n° 56, Wageningen (Pays-Bas).
- Geisler, C. et de Sousa, R. (2001), « From Refuge to Refugee: The African Case », *Public Adm. Dev.* 21:159-70.
- Gerlagh, R. et M.A. Keyzer (2001), « Sustainability and the Intergenerational Distribution of Natural Resource Entitlements », *J. Public Econom.* 79 (2001) 315-341.
- Gibson, C.C., J.T. Williams et Ostrom, E. (2005), « Local Enforcement and Better Forests », *World Development* 33(2), 273-284.
- Gjertsen, H. (2005), « Can Habitat Protection Lead to Improvements in Human Well-Being? Evidence from Marine Protected Areas in the Philippines », *World Development* 33(2), 199-217.
- Gjertsen, H. et C.B. Barrett (2004), « Context-Dependent Biodiversity Conservation Management Regimes: Theory and Simulation », *Land Economics* 80(3): 321-339.
- Goeschl, T. et D. Iglioni (2004) « Reconciling Conservation and Development: A Dynamic Hotelling Model of Extractive Reserves », *Land Economics* 80(3), 340-354.

- Goeschl, T. et D. Iglori (2006) « Property Rights for Biodiversity Conservation and Development: Extractive Reserves in the Brazilian Amazon », *Development and Change* 37(2), 427-51.
- Gollier, C. (2002a), « Time Horizon and the Discount Rate », *Journal of Economic Theory* 107(2), 463-473.
- Gollier, C. (2002b), « Discounting an Uncertain Future », *Journal of Public Economics* 85, 149-166.
- Googch, G.D., G. Jansson et R. Mikaelsson (2003), *Results of Focus Groups Conducted in the River Basin Area of Motala Ström, Sweden*, River Dialogue Project, Department of Management and Economics, Political Science, Linköping University.
- Grady, S. (2000), « Kakadu National Park, Australia, Case study 11 », in Beltran, J. (éd.), *Indigenous and Traditional Peoples and Protected Areas: Principles, Guidelines and Case Studies*, UICN, Gland (Suisse).
- Grimble, R. et al. (1995), « Trees and Trade-Offs: A Stakeholder Approach to Natural Resource Management », *Gatekeeper Series* n° 52, International Institute for Environment and Development, Londres.
- Groier, M. (2004), « Socioeconomic effects of the Austrian Agro-Environmental Program. Mid-Term Evaluation 2003 », *Facts & Feature* 27. Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Vienne.
- Groom, B., et al. (2005), « Declining Discount Rates: The Long and the Short of it », *Environmental and Resource Economics* 32(4), 445-493.
- Hamilton, J.T. (2006), « Environmental Equity and the Siting of Hazardous Waste Facilities in OECD Countries », in Serret et Johnstone (éd.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni).
- Hanley, N. et C. Spash (1993), *Cost Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Hardin, G. (1968), « The Tragedy of the Commons », *Science* 168(3859), 13 décembre 1968, 1243-48.
- Harford, T. (2003), « Fair Trade Coffee Has a Commercial Blend », *Financial Times*, 12 sept. 2003, 15.
- Haro, G.O., G.J. Doyo et J.G. McPeak (2005), « Linkages Between Community, Environmental, and Conflict Management: Experiences from Northern Kenya », *World Development* 33(2), 285-299.
- Heady, C. (2000), « Natural Resource Sustainability and Poverty Reduction », *Environment and Development Economics*, 5: 241-258.
- Heal, G. (1999), « Markets and Sustainability », *The Science of The Total Environment* 240(1-3), octobre 1999, 75-89.
- Hegan, R.L., G. Hauer et M.K. Luckert (2003), « Is the Tragedy of the Commons Likely? Factors Preventing the Dissipation of Fuelwood Rents in Zimbabwe », *Land Economics* 79 (2): 181-197.
- Hepburn, C. (2006), « Use of Discount Rates in the Estimation of the Costs of Inaction with Respect to Selected Environmental Concerns », Groupe de travail sur les politiques d'environnement nationales, OCDE, Paris.
- Herrera, A. et da Passano, M.G. (2006), « Land tenure alternative conflict management », *FAO Land Tenure Manuals* n° 2, Organisation des Nations Unies

- pour l'alimentation et l'agriculture, Service des régimes fonciers, Division du développement rural, Rome.
- Hiedanpää, J. (2002), « European-Wide Conservation Versus Local Well-Being: The Reception of the Natura 2000 Reserve Network in Karvia, SW-Finland », *Landscape and Urban Planning* 61:113-123.
- HM Treasury (2003), *The Green Book – Appraisal and Evaluation in Central Government – Treasury Guidance*, TSO, Londres.
- Hökby, S. et T. Söderqvist (2003), « Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden », *Environmental and Resource Economics*, 26, 361-383.
- Homma, A.K.O. (1992), « The Dynamics of Extraction in Amazonia: A Historical Perspective », in Nepstad, D.C. et S. Schwartzman (éd.), *Non-Timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development Strategy*, *Advances in Economic Botany* 9: 33-42, The New York Botanical Garden, New York.
- Horne, P. (2004), « Forest Owners' Acceptance of Incentive Based Instruments in Forest Biodiversity Conservation – A Choice Experiment Based Approach », document présenté à la 48^e conférence annuelle de l'*Australian Agriculture and Resource Economics Society*.
- Horne, P. et A. Naskali (2006), *Voluntary Scheme for Forest Protection on Private Land as Part of the METSO Programme in Finland*, Finnish Forest Research Institute, étude de cas préparée pour l'OCDE, Paris.
- Horowitz, J.K. et K.E. McConnell (2003), « Willingness to Accept, Willingness to Pay and the Income Effect », *Journal of Economic Behavior & Organization*, 51(4), 537-545.
- Horton, B., et al. (2003), « Evaluating Non-Users' Willingness to Pay for the Implementation of a Proposed National Parks Program in Amazonia », *Environmental Conservation* 20(2), 139-146.
- Howarth, R. (2000), « *Normative Criteria for Climate Change Policy Analysis* », Redefining Progress, San Francisco.
- Hubacek, K et W. Bauer (1999), *Economic Incentive Measures in the Creation of the National Park Neusiedler See Seewinkel*, OCDE, Paris.
- Humphreys, D. (2001), « Forest Negotiations at the United Nations: Explaining Cooperation and Discord », *Forest Policy and Economics*, 3:125-135.
- Islam, M et J.B. Braden (2006), « Bio-economic Development of Floodplains: Farming Versus Fishing in Bangladesh », *Environment and Development Economics* 11, 95-126.
- James, R.F. (1999), « Public Participation and Environmental Decision-Making – New Approaches », document présenté à la *National Conference of the Environmental Institute of Australia*, 1^{er}-3 décembre 1999.
- James, R.F. et R.K. Blamey (2000), *A Citizens' Jury Study of National Park Management, Canberra*, Australian National University, Canberra, disponible à l'adresse suivante : <http://cjp.anu.edu.au>.
- Jepson, P., F. Momberg et H. van Noord (2002), « A Review of the Efficacy of the Protected Area System of East Kalimantan Province, Indonesia », *Nat. Areas J.* 22(1):28-42.
- Johannesen, A.B. et A. Skonhoft (2004), « Property Rights and Natural Resource Conservation. A Bio-Economic Model with Numerical Illustrations from the Serengeti-Mara Ecosystem », *Environmental and Resource Economics* 28(4), 469-488.

- Johansson-Stenman, O. (2005), « Distributive Weights in Cost-Benefit Analysis – Should We Forget About Them? », *Land Economics* 81(3), 337-352.
- Jones, B. et M. Murphree (2001), « The Evolution of Policy on Community Conservation in Namibia and Zimbabwe », in D. Hulme et M. Murphree (éd.) *African Wildlife and Livelihoods: The Promise and Performance of Community Conservation*, James Currey, Oxford.
- Just, R.E., D.L. Hueth et A. Schmitz (2004), *The Welfare Economics of Public Policy*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni).
- Just, R.E. et D.L. Hueth (1979), « Multimarket Welfare Measurement », *American Economic Review* 69(5), 947-54.
- Justino, P., J. Litchfield et Y. Niimi (2004), « Multidimensional Inequality: An Empirical Application to Brazil », *PRUS Working Paper n° 24*, Poverty Research Unit, Department of Economics, University of Sussex.
- Kahn, M. et J. Matsusaka (1997), « Demand for Environmental Goods. Evidence from Voting Patterns on California Initiatives », *Journal of Law and Economics* 40, 137-173.
- Kakwani, N.C. (1977), « Measurement of Tax Progressivity: An International Comparison », *Economic Journal* 87(345), 71-80.
- Kalter, R.J. et T.H. Stevens (1971), « Resource Investment, Impact Distribution, and Evaluation Concepts », *American Journal Agricultural Economics*, 53(2), 206-215.
- Kelly, B., M. Brown et O. Byers (éd.) (2001), *Mexican Wolf Reintroduction Program, Three-Year Review Workshop: Final Report*, IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN (États-Unis).
- Kenyon, W. et C. Nevin (2001), « The Use of Economic and Participatory Approaches to Assess Forest Development: A Case Study in the Ettrick Valley », *Forest Policy and Economics* 3:69-80.
- Khare, A. et D. Bray (2004), *Study of Critical New Forest Conservation Issues in the Global South*, Ford Foundation, New York.
- Kishor, N. et R. Damania (2006), « Crime and Justice in the Garden of Eden: Improving Governance and Reducing Corruption in the Forestry Sector », in J. Edgardo Campos et S. Pradhan (éd.), *The Many Faces of Corruption: Tracking Vulnerabilities at the Sector Level*, Banque mondiale, Washington, DC.
- Kolm, S. (1977), « Multidimensional Egalitarianisms », *Quarterly Journal of Economics* 91 (1977), 1.
- Konisky, D. M. et T.C. Beierle (2001), « Innovation in Public Participation and Environmental Decision Making: Examples from the Great Lakes Region », *Research Note, Society and Natural Resources* 14:815-826.
- Kontogianni A. et al. (2001), « Integrating Stakeholder Analysis in Non-Market Valuation of Environmental Assets », *Ecological Economics* 37:123-138.
- Koopmans, T. (1965), « On the Concept of Optimal Economic Growth », in: *Pontificiae Academiae Scientiarum Scriptum Varia* (éd.), *The Economic Approach to Development Planning*, North-Holland, Amsterdam,
- Kothari A. (2004), « Displacement Fears », *Frontline*, 21(26), 18-31 déc., Inde. Disponible à l'adresse suivante : www.frontlineonnet.com/fl2126/stories/20041231000108500.htm.
- Kooten, G.C. van et E.H. Bulte (2000), *The Economics of Nature: Managing Biological Assets*, Wiley-Blackwell Publishing.

- Kramer, R. et E. Mercer (1997), « Valuing a Global Environmental Good: US Residents' Willingness to Pay to Protect Tropical Rain Forests, » *Land Economics* 73, 196-210.
- Krautkraemer, J.A. et R.G. Batina (1999), « On Sustainability and Intergenerational Transfers with a Renewable Resource », *Land Economics* 75, 167-184.
- Kriström, B. et P. Riera (1996), « Is the Income Elasticity of Environmental Improvements Less Than One? » *Environmental and Resource Economics*, 7, 45-55.
- Kriström, B. (2006), « Framework for Assessing the Distribution of Financial Effects of Environmental Policy », in Y. Serret et N. Johnstone (éd.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni).
- Krüger O. (2004), « The Role of Ecotourism in Conservation: Panacea or Pandora's Box? » *Biodivers. Conserv.* 14(3):579-600.
- Krutilla, J.V. (1967), « Conservation Reconsidered », *American Economic Review* 57(4), 777-786.
- Kumar, S. (2002), « Does 'Participation' in Common Pool Resource Management Help the Poor? A Social Cost-Benefit Analysis of Joint Forest Management in Jharkhand, India », *World Development* 30: 763-782.
- Lake, D. et M. Baum (2001), « The Invisible Hand of Democracy: Political Control and the Provision of Public Services », *Comparative Political Studies* 34(6), 587-621.
- Langholz, J.A. et W. Krug (2004), « New Forms of Biodiversity Governance: Non State Actors and the Private Protected Area Action Plan », *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 7, 9-29.
- Lawrence, D. (2000), *Kakadu: The Making of a National Park*, Melbourne Univ. Press, Melbourne (Australie).
- Leakey, R.E., et R. Lewin (1995), *Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*, Anchor Books, New York.
- Lee, D.R. et C.B. Barrett (2001), *Tradeoffs or Synergies? Agricultural Intensification, Economic Development and the Environment*, CABI Publishing, Wallingford (Royaume-Uni).
- Libecap, G.D. et J. Smith (2002), « The Economic Evolution of Petroleum Property Rights in the United States », *Journal of Legal Studies* 31(2), 589-608.
- Li, C.Z. et K.G. Löfgren (2000), « Renewable Resources and Economic Sustainability: A Dynamic Analysis with Heterogeneous Time Preferences », *Journal of Environmental Economics and Management* 40, 236-250.
- Lind, R.C. (1995), « Intergenerational Equity, Discounting, and the Role of Cost-Benefit Analysis in Evaluating Global Climate Policy », *Energy Policy* 23:379-389.
- Linde-Rahr, M. (1998), *Rural Reforestation: Gender Effects on Private Investments in Vietnam*, Working Paper, Department of Economics, Göteborg University (Suède).
- Lopez, T.T. de (2003), « Economics and Stakeholders of Ream National Park, Cambodia », *Ecological Economics* 46:269-282.
- Luck, G. et al. (2004), « Alleviating Spatial Conflict Between People and Biodiversity », *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(1), 182-186.
- Lusty, C. (2000), « The Lapponian Area, Sweden », Case study 5, in. Beltran, J. (éd.), *Indigenous and Traditional Peoples and Protected Areas: Principles, Guidelines and Case Studies*, UICN, Gland (Suisse).

- Lybbert, T.J., C.B. Barrett et H. Narjisse (2002), « Market-based Conservation and Local Benefits: The Case of Argan Oil in Morocco », *Ecological Economics* 41, 125-144.
- Lynch, L. et S. Lovell (2003), « Combining Spatial and Survey Data to Explain Participation in Agricultural Land Preservation Programs », *Land Economics* 79 (2): 259-276.
- Maasoumi, E. (1986), « The Measurement and Decomposition of Multi-Dimensional Inequality », *Econometrica* 54 (1986), 991-997.
- Mahatny S. et D. Russel (2002), « High Staked: Lessons from Stakeholder Groups in the Biodiversity Conservation Network », *Society and Natural Resources*, 15:179-188.
- Maikhuri, R.K., et al. (2000), Analysis and Resolution of Protected Area-People Conflicts in Nanda Devi Biosphere Reserve, India, *Environmental Conservation* 27(1): 43-53.
- Marcouiller, D.W. et J.C. Stier (1996), *Modelling the Regional Economic Aspects of Forest Management Alternatives*, research paper, McIntere Stennis Program of USDA, University of Wisconsin, Medison (États-Unis).
- Margulis, S. (2004), « Causes of Deforestation of the Brazilian Amazon », *World Bank Working Paper n° 22*, Banque mondiale, Washington DC.
- Markandya, A. (2001), « Poverty Alleviation and Sustainable Development: Implications for the Management of Natural Capital », document établi pour l'Atelier sur la pauvreté et le développement durable de l'International Institute for Sustainable Development (IISD), 23 janvier, Ottawa.
- Marsiliani, L. et T.I. Renström (2000), « Time Inconsistency In Environmental Policy: Tax Earmarking as a Commitment Solution », *Economic Journal* 110, 123-138.
- Mashinya, J. (2007), *Participation and Devolution in Zimbabwe's CAMPFIRE Program: Findings from Local Projects in Mahenyeand Nyamiyami*, Faculty of Graduate School of the University of Maryland (États-Unis).
- McLean, J. et S. Straede (2003), « Conservation, Relocation and the Paradigms of Park and People Management – A Case Study of Padampur Villages and the Royal Chitwan National Park, Nepal », *Soc. Nat. Res.* 16:509-26.
- McNeely, J.A. et Scherr, S.J. (2003), *Ecoagriculture: Strategies to Feed the World and Save Wild Biodiversity*, Island Press, Washington, DC.
- Menezes, M. (1994), « As Reservas Extrativistas como Alternativa ao Desmatamento na Amazônia », in Arnt, R. (éd.) *O Destino da Floresta: Reservas Extrativistas e Desenvolvimento Sustentável na Amazônia*, Relume Dumará, Rio de Janeiro.
- Meyer, S. (2001), « Community Politics and Endangered Species Protection », in: Shogren, J. et J. Tschirhart (éd.), *Protecting Endangered Species in the United States. Biological Needs, Political Realities, Economic Choices*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Millimet, D. et Slottje, D. (2000), *The Distribution of Pollution in the United States: An Environmental Gini Approach*, document de travail, Southern Methodist University, Dallas, Texas.
- Mirrlees, J. (1979), *The Implications of Moral Hazard for Optimal Insurance*, document non publié, séminaire organisé à l'occasion de la conférence donnée en l'honneur de Karl Borch, Bergen (Norvège).
- Moore, C. (1996), *The Mediation Process – Practical Strategies for Resolving Conflict*, 2nd Edition, Wiley/Jossey-Bass publishers, San Francisco.

- Moore, L. L. Michaelson et S. Orenstein (2000), *Designation of Critical Habitat National Project, Digest of the Process and Results*, Institute of Environmental Conflict Resolution, Tuscon, Arizona.
- Morris, C. (2004) « Networks of Agrienvironmental Policy Implementation: A Case Study of England's Countryside Stewardship Scheme », *Land Use Policy*, 21:177-191.
- Mourmouras, A. (1993), « Conservationist Government Policies and Intergenerational Equity in an Overlapping Generations Model with Renewable Resources », *Journal of Public Economics* 51, 249-268.
- Mowat, S. (2006), *The Design and Implementation of the Entry Level Scheme in England*, DEFRA, UK, étude de cas préparée pour l'OCDE.
- Musgrave, R.A. (1959), *The Theory of Public Finance*, McGraw Hill, New York.
- Musinguzi, M. (2006), « Making Partnerships for Sustainable Gorilla Tourism in Mgahinga Mountain », *Mountain Forum Bulletin*, Volume VI, Issue 1, janvier 2006, pp. 4-5 www.mtnforum.org.
- Naidoo, R. et W.L. Adamowicz (2005), « Biodiversity and Nature-Based Tourism at Forest Reserves in Uganda », *Environment and Development Economics* 10: 159-178.
- Naidoo, R. et W.L. Adamowicz (2006a), « Mapping the Economic Costs and Benefits of Conservation », *Public Library of Science- Biology* 4(11), 2153-2163.
- Naidoo, R. et W.L. Adamowicz (2006b), « Modeling Opportunity Costs of Conservation in Transitional Landscapes », *Conservation Biology* 20, 490-500.
- Nath, S.K. (1969), *A Reappraisal of Welfare Economics*, Routledge, Londres.
- Neary, J. P. (1999), « Comment » on Venables (1999) "Economic Policy and the Manufacturing Base: Hysteresis in Location": In: Baldwin, R. E., Francois, J. F. (éd.), *Dynamic Issues in Commercial Policy Analysis*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 196-200.
- Nepal S.J. (2000), « Wood Buffalo National Park, Canada », Case study 4, in Beltran, J. (éd.), *Indigenous and Traditional Peoples and Protected Areas: Principles, Guidelines and Case Studies*, UICN, Gland (Suisse).
- Neumann, R. (2004), « Moral and Discursive Geographies in the War for Biodiversity in Africa », *Polit. Geogr.* 23:813-37.
- Nijkamp, P., P. Rietveld et H. Voogd (1990), *Multi-criteria Evaluation in Physical Planning*, North Holland, Amsterdam.
- North, D.C. (1990), *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press, Cambridge.
- O'Connor, M. (2000), « The VALSE project – an introduction », *Ecological Economics* 34:165-174.
- O'Leary, R. et Bingham, L. (2004), *The Promise and Performance of Environmental Conflict Resolution*, Resources for the Future, Washington DC.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques) (1996), *Préserver la diversité biologique. Les incitations économiques*, OCDE, Paris
- OCDE (1997), *Évaluer les instruments économiques des politiques de l'environnement*, OCDE, Paris.
- OCDE (1999), *Manuel de protection de la biodiversité: Conception et mise en œuvre des mesures incitatives*. OCDE, Paris.

- OCDE (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : Guide à l'intention des décideurs*, OCDE, Paris.
- OCDE (2003), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité : Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*, OCDE, Paris.
- OCDE (2004), *Examens environnementaux de l'OCDE : Suède*, OCDE, Paris.
- OCDE (2006), *Examens environnementaux de l'OCDE : Corée*, OCDE, Paris.
- Ohl, C., et al. (2006), « Managing Land Use and Land Cover Change in the Biodiversity Context with Regard to Efficiency, Equality and Ecological Effectiveness », *UFZ-Discussion Papers 3/2006*, February 2006, UFZ Centre for Environmental Research Leipzig (Allemagne).
- Okun, A.M. (1975), *Equality and Efficiency: The Big Tradeoff*, The Brookings Institution, Washington DC.
- Ostrom, E. et R. Gardner (1993), « Coping with Asymmetries in the Commons: Self-Governing Irrigation Systems Can Work », *Journal of Economic Perspectives*, 7(4), 93-112.
- Pagiola, S., A. Arcenas et G. Platais (2005), « Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America », *World Development* 33(2), 237-253.
- Pearce, D. (1983), *Cost-Benefit Analysis*. Second edition, MacMillan, Londres.
- Pearce, D. (1998), « Cost-benefit Analysis and Environmental Policy », *Oxford Review of Economic Policy*, 144, 84-100.
- Pearce, D. (2006), « Framework for Assessing the Distribution of Environmental Quality », in Serret, Y. et N. Johnstone (éd.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni).
- Pearce, D. et D. Moran (1994), *The Economic Value of Biodiversity*, UICN et Earthscan, Londres.
- Pearce, D. et R.K. Turner (1990), *Economics of Natural Resources and the Environment*, Johns Hopkins Press, Baltimore.
- Pearce, D. et D. Ulph (1995), « A Social Discount Rate For The United Kingdom », *CSERGE Working Paper No. 95-01*, School of Environmental Studies University of East Anglia, Norwich (Royaume-Uni).
- Pearce, D., G. Atkinson et S. Mourato (2006), *Analyse coûts-bénéfices et environnement: Développements récents*, OCDE, Paris.
- Pearce, D., et al. (2003), « Valuing the Future – Recent Advances in Social Discounting », *World Economics* 4(2), 121-141.
- Pelletier, M. (2002), *Enhancing Cree Participation by Improving The Forest Management Planning Process*, un projet de la Forêt modèle crie de Waswanipi, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Ottawa.
- Peluso, N.L. (1993), « Coercing Conservation: The Politics of State Resource Control », *Glob. Environ. Change* 3(2):199-218.
- Perrings, C., et al. (éd.) (1995), *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Pezzey, J. (1992), *Sustainable Development Concepts: An Economic Analysis*, Banque mondiale, Washington, DC.

- Pimbert, M. et T. Wakeford (2003), *An introduction to Prajateerpu: a citizens' jury /scenario workshop on food and farming futures in Andhra Pradesh, India*, International Institute for Environment and Development, Londres (le rapport complet est disponible à l'adresse suivante : www.iied.org/pubs/pdfs/G02031.pdf).
- PNUD (Programme des Nations Unies pour le développement) (1990), *Rapport mondial sur le développement humain 1990*, Programme des Nations Unies pour le développement, Nations Unies, New York.
- Pretty, J. (2003), « Social Capital and the Collective Management of Resources », *Science* 302 (12 décembre 2003), 1912-1914.
- Proctor, W. (2000), « Towards Sustainable Forest Management, An Application of Multi-criteria Analysis to Australian Forest Policy », document présenté lors de la Troisième Conférence internationale de la European Society for Ecological Economics, 3-6 mai 2000, Vienne (Autriche).
- Proctor, W. et M. Drechsler (2003), « Deliberative Multicriteria Evaluation: A case study of recreation and tourism options in Victoria Australia », document présenté à la European Society for Ecological Economics, *Frontiers 2 Conference*, Ténérife, 11-15 février 2003.
- Quang, D.V. et T.N. Anh (2007), « Commercial Collection of NTFPs and Households Living in or Near the Forests: Case study in Que, Con Cuong and Ma, Tuong Duong, Nghe An, Vietnam », *Ecological Economics*, à paraître.
- Radner, R., et J. Stiglitz (1984), « A Nonconcavity in the Value of Information, » in M. Boyer et R. Kihlstrom (éd.) *Bayesian Models in Economic Theory*, Elsevier Science Publishers, New York.
- Ramsey, F.P. (1928), « A Mathematical Theory of Saving », *Economic Journal* 38, 543-559.
- Rangarajan, M. (1996), *Fencing the Forest: Conservation and Ecological Change in India's Central Provinces 1860-1914*, Oxford University Press, New Delhi.
- Rao, M., A. Rabinowitz et S.T. Khaing (2002), « Status Review of the Protected-Area System in Myanmar, with Recommendations for Conservation Planning », *Conserv. Biol.* 16(2):360-68.
- Reardon, T. et S.A. Vosti (1995), « Links Between Rural Poverty and the Environment in Developing Countries: Asset Categories and Investment Poverty », *World Development* 23(9), 1495-1506.
- Reddy, S.R.C. et S. P. Chakravarty (1999): Forest Dependence and Income Distribution in a Subsistence Economy: Evidence from India. *World Development* 27(7), 1141-1149.
- Reid, H., et al. (2004), « Co-management of Contractual National Parks in South Africa: Lessons from Australia », *Conservation and Society*, 2, 2: 377-409.
- Reiling, S.D., H. Cheng, et C. Trott (1992), « Measuring the Discriminatory Impact Associated with Higher Recreational Fees », *Leisure Science* 14(1992):121-137.
- Réseau canadien de forêts modèles (2006), *Les réalisations du Réseau canadien de forêts modèles*, Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- Ressources naturelles Canada (2005), *Programme forestier des Premières nations – Exemples de succès*, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts (disponible en ligne à l'adresse suivante: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/25757.pdf>)
- River Dialogue (2003), *River Dialogue Newsletter* 1, septembre 2003, www.riverdialogue.org.

- River Dialogue (2004), *River Dialogue Newsletter* 2, avril 2004, www.riverdialogue.org.
- Roberts, E.H. et M.K. Gautam (2003), *Community Forestry Lessons from Australia: A Review of International Case Studies*, research report presented to Faculties Research Grant Scheme 2002-2003, The Australian National University, School Resources, Environment and Society, Canberra (Australie).
- Russell, C. et W. Vaughan (1982), « The National Recreational Fishing Benefits of Water Pollution Control », *Journal of Environmental Economics and Management*, 1982, 328-354.
- Saberwal, V., M. Rangarajan et A. Kothari (éd.) (2000), *People, Parks and Wildlife: Towards Co-Existence*, Orient Longman Limited, Hyderabad (Inde).
- Sachs, J.D. et A.M. Warner (1997), « Fundamental Sources of Long-Run Growth », *American Economic Review*, 87(2), 184-88.
- Schläpfer, F. et N. Hanley (2003), « Do Local Landscape Patterns Affect the Demand for Landscape Amenities Protection? » *Journal of Agricultural Economics* 54(1), 21-35.
- Schläpfer, F., A. Roschewitz et N. Hanley (2004), « Validation of Stated Preferences for Public Goods: A Comparison of Contingent Valuation Survey Response and Voting Behaviour », *Ecological Economics*, 51(1/2), 1-16.
- Schmidt-Soltau, K. (2003), « Conservation-related Resettlement in Central Africa: Environmental and Social Risks », *Dev. Change* 34:525-51.
- Schneider, F. (2005), « Shadow Economies of 145 Countries All over the World: What Do We Really Know? » *Crema Research Working Paper* 2005-13. Center for Research in Economics, Management and the Arts, Bâle.
- Schou, J.S. et J.C. Streibig (1999), « Pesticide Taxes in Scandinavia », *Pesticide Outlook* 10, décembre 1999, 127-129.
- Sen, A.K. (1997), *Choice, Welfare and Measurement*, Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Serret, Y. et Johnstone, N. (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham (Royaume-Uni).
- Shyamsundar, P. et R. Kramer (1997), « Biodiversity Conservation – At What Cost? A Study of Households in the Vicinity of Madagascar's Mantadia National Park », *Ambio*, 26(3), 180-184.
- Simpson, R.D., R.A. Sedjo et J.W. Reid (1996), « Valuing Biodiversity for Use in Pharmaceutical Research », *Journal of Political Economy* 104(1), 163-185.
- Smith, R.J. et al. (2003), « Governance and the Loss of Biodiversity », *Nature* 426(6962), 67-70.
- Smith, S. (1995), « Green Taxes and Charges: Policy and Practice in Britain and Germany », The Institute of Fiscal Studies, Londres.
- Smyth, D. (2001), « Joint Management of National Parks in Australia », in Baker, R., Davies, J. e Young, E. (éd.), *Working on Country, Contemporary Indigenous Management of Australia's Lands and Coastal Regions*, Oxford University Press, Oxford (Royaume-Uni).
- Solow, R.M. (1974), « The Economics of Resources or the Resources of Economics », *American Economic Review* 64(2), 869-877.
- Southgate, D. (1998), *Tropical Forest Conservation: An Economic Assessment of the Alternatives in Latin America*, Oxford University Press, Oxford.

- Southgate, D. et al. (2000), « Markets, Institutions and Forestry: The Consequences of Timber Trade Liberalization in Ecuador », *World Development* 28(11), 2005-2012.
- Spence M. (1999), *Dispossessing the Wilderness: Indian Removal and the Making of the National Parks*, Oxford Univ. Press, New York.
- Start, D. et I. Hovland (2004), *Tools for Policy Impact, A Handbook for Researchers*, Research and Policy Development Programme, Overseas Development Institute, Londres.
- Stern, N. (1997), *Macroeconomic Policy and the Role of the State in a Changing World; Development Strategy and Management of the Market Economy*. Volume 1, Oxford University Press, Clarendon Press for the United Nations, Oxford et New York.
- Stern, N. (2006), *Stern Review on the economics of climate change*, HMS Treasury, Londres.
- Stoll-Kleemann, S. (2001), « Reconciling Opposition to Protected Areas Management in Europe: The German Experience », *Environment* 43(5), 32-44.
- Suman, D., M. Shivlani et J.W. Milon (1999), « Perceptions and Attitudes Regarding Marine Reserves: A Comparison of Stakeholder Groups in the Florida Keys National Marine Sanctuary », *Ocean and Coastal Management*, 42: 1019-1040.
- Sunderlin, W.D., et al. (2005) « Livelihoods, Forests, and Conservation in Developing Countries: An Overview », *World Development* 33, 9, 1383-1402.
- Swanson, T. (1994), « The Economics of Extinction Revisited and Revised: A Generalized Framework for the Analysis of the Problem of Endangered Species and Biodiversity Losses », *Oxford Economic Papers* 46, 800-821.
- Swanson, T. (éd.) (1995), *The Economics and Ecology of Biodiversity Decline*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Swanson, T. (1996), « The Reliance of Northern Economies on Southern Biodiversity: Biodiversity as Information », *Ecological Economics* 17(1), 1-8.
- Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie (2005) *Avenir boréal : la gouvernance, la conservation et le développement dans la région boréale du Canada*, Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, Ottawa.
- Taylor, D.F. (2001), « Employment-based Analysis: An Alternative Methodology for Project Evaluation in Developing Regions, with an Application to Agriculture in Yucatán », *Ecological Economics*, 36:249-262.
- Taylor, D.F. et I. Adelman. (1996), *Village Economies: The Design, Estimation and Use of Village-wide Economic Models*, Cambridge University Press, Cambridge.
- The Economist* (2006), « Shots Across the Stern », *The Economist*, Economics Focus, 13 décembre 2006.
- The Economist* (2007), « Conservation in Colorado », *The Economist*, 1^{er} février 2007.
- Theil, H. et R. Finke (1983), « The Consumer's Demand for Diversity », *European Economic Review*, 23(3), 395-400.
- Tikka, P.M. (2003), « Conservation Contracts in Habitat Protection in Southern Finland », *Environmental Science and Policy*, 6, 271-278.
- Torell, D.J. (1993), « Viewpoint: Alternative Dispute Resolution in Public Management », *Journal of Range Management* 46 (6), novembre, 70-73.
- Trannoy, A. (2003), « About the Right Weight of the Social Welfare Function when Needs Differ », *IDEP Working Papers* 2004 0304, Institut d'économie publique (IDEP), Marseille, France.

- US Department of Interior, US Fish and Wildlife Service et Environmental Defense (2005a), *Conservation Profiles: Landowners Help Imperiled Wildlife*, US Fish and Wildlife Service, Washington DC.
- US Department of Interior, US Fish and Wildlife Service, National Association of Conservation Districts, USDA, American Forest Foundation et Environmental Defense (2005b), *Working Together: Tolls for Helping Imperiled Wildlife on Private Lands*, US Fish and Wildlife Service, Washington DC.
- Unsworth, R., et al. (2005), *Mexican Wolf Blue Range Reintroduction Project 5-Year Review, Socio-economic Component*, US Fish and Wildlife Service, Arlington, Virginia.
- Warr, P.G. (1983), « The Private Provision of a Public Good is Independent of the Distribution of Income », *Economics Letters* 13, 207-211.
- Wätzold, F. et M. Drechsler (2005), « Spatially Uniform versus Spatially Heterogeneous Compensation Payments for Biodiversity-Enhancing Land-Use Measures », *Environmental and Resource Economics* 31, 73-93.
- Weimer, D.L. et A.R. Vining (1998), *Policy Analysis – Concepts and Practice*, troisième édition, Prentice Hall.
- Weitzman, M.L. (1998), « Why the Far Distant Future Should be Discounted at its Lowest Possible Rate », *Journal of Environmental Economics and Management* 36, 201-208.
- Wells, M. (1992), « Biodiversity Conservation, Affluence and Poverty: Mismatched Costs and Benefits and Efforts to Remedy Them », *Ambio* 21(3), 237-243.
- Wells, M., K. Brandon et L. Hannah (1992), *People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities*, Banque mondiale, Washington DC.
- Wick, K. et E.H. Bulte (2006), « Contesting Resources - Rent Seeking Conflict and the Natural Resource Curse », *Public Choice* 128: 457-476.
- Wickham, T. (1997), « Community-based Participation in Wetland Conservation: Activities and Challenges of the Danau Sentarum Wildlife Reserve Conservation Project, Danau Sentarum Wildlife Reserve, West Kalimantan, Indonesia », case study 5, in Claridge, G. et O'Callaghan (éd.), *Community Involvement in Wetland Management: Lessons from the Field*, Proceedings of Workshop 3. Wetlands, Local People and Development, International Conference on Wetlands Development, 9-13 octobre 1995, Kuala Lumpur (Malaisie), Wetlands International, Kuala Lumpur.
- Willig, R.D. (1976), « Consumer's Surplus without Apology », *American Economic Review* 66(4), 589-97.
- Wilson, R.K. (2003), « Community-Based Management and National Forests in the Western United States- Five Challenges », *Policy Matters* 12:216-224.
- Young, Z., Makoni, G. et Boehmer Christiansen, S. (2001), « Green Aid in India and Zimbabwe – Conserving Whose Community? » *Geoforum* 32, 299-318.
- Zbinden, S. et D.R. Lee (2005), « Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program », *World Development* 33(2), 255-272.

Table des matières

Résumé	11
PARTIE I. COMPRENDRE LES EFFETS REDISTRIBUTIFS DES POLITIQUES DE LA BIODIVERSITÉ	23
Chapitre 1. Introduction	25
1.1. Raison d'être de l'étude	27
1.2. Objectifs et structure de l'ouvrage	35
Chapitre 2. Méthodes de mesure des effets redistributifs des politiques de la biodiversité	37
2.1. Efficience, efficacité et répartition dans l'analyse des politiques ...	39
2.2. Mesures empiriques des effets de répartition	42
2.3. Méthodes fondées sur des mesures en équivalent-revenu	45
2.4. Autres mesures unidimensionnelles	56
2.5. Mesures multidimensionnelles	59
2.6. Résumé et comparaison	68
Chapitre 3. Les effets redistributifs des politiques de la biodiversité : analyse statique	73
3.1. Les politiques de la biodiversité : processus et instruments	74
3.2. La répartition des bénéfices nets de la biodiversité	77
Chapitre 4. Les effets redistributifs des politiques de la biodiversité : analyse dynamique	115
4.1. Équité intergénérationnelle : évaluation intertemporelle des coûts et des bénéfices	116
4.2. Actualisation	117
4.3. Générations hétérogènes	125
4.4. Résumé et conclusions	127
PARTIE II. RÉSOUDRE LES PROBLÈMES DE RÉPARTITION	131
Chapitre 5. Les politiques de la biodiversité doivent-elles contribuer à résoudre les problèmes de répartition ?	133
5.1. Le choix entre différentes politiques de la biodiversité lorsque l'efficience et la répartition peuvent être dissociées	134
5.2. Difficultés rencontrées pour dissocier l'efficience de la répartition ...	141
5.3. Difficultés pratiques rencontrées pour dissocier l'efficience des effets redistributifs	145

5.4. L'intégration de l'efficacité et de l'équité dans les politiques de la biodiversité	162
5.5. Résumé et conclusions	169
PARTIE III. INTÉGRER LES QUESTIONS DE RÉPARTITION DANS LES POLITIQUES DE LA BIODIVERSITÉ : ASPECTS PRATIQUES	171
Chapitre 6. Approches procédurales : communication, participation et résolution des conflits	173
6.1. Introduction	174
6.2. Valeur et conséquences de la communication et de la participation	175
6.3. Méthodes générales utilisées pour assurer la participation du public	177
6.4. La résolution des conflits liés aux politiques de la biodiversité	192
Chapitre 7. Approches institutionnelles : droits de propriété, droits à indemnisation et partage des bénéfices	209
7.1. Introduction	210
7.2. Principales caractéristiques des systèmes d'indemnisation et des accords volontaires	212
7.3. Solutions internationales permettant de traiter les questions de répartition	229
Chapitre 8. Combinaison d'approches institutionnelles et procédurales : participation des communautés aux décisions de gestion ..	235
8.1. Modes de participation des communautés	239
8.2. Éléments facilitant la participation des populations locales	242
8.3. Exemples de mécanismes de gestion associant les populations locales	243
Chapitre 9. Résumé et conclusions	257
Bibliographie	263
Annexe A. Tableau récapitulatif des études de cas	283
Liste des encadrés	
1.1. Opposition aux zones protégées en Allemagne	30
2.1. Théorie économique à l'appui des coefficients de pondération	53
2.2. Le revenu moyen sensible à l'équité	56
3.1. Servitudes de conservation au Colorado	99
3.2. Impacts différentiels du programme ÖPUL sur les cultivateurs et les éleveurs	101
4.1. Coefficients d'actualisation	117
4.2. Actualisation hyperbolique dans le <i>Livre vert du Royaume-Uni</i>	124
5.1. Critères de mesure des effets d'une politique sur le bien-être	135
5.2. La conservation sous contrat en Allemagne	138

5.3. Conflits entre les propriétaires de forêts privés et les responsables des politiques de la biodiversité en Finlande au cours du processus de désignation des sites Natura 2000	159
6.1. Méthodes permettant d'assurer la participation du public	177
6.2. Méthodes permettant d'associer les parties prenantes	182
6.3. Techniques envisageables pour résoudre les conflits	195

Liste des tableaux

0.1. Classification des instruments d'action	15
0.2. Avantages et inconvénients des principales méthodes de mesure des effets redistributifs des politiques de la biodiversité	17
1.1. Réserves extractives en Amazonie	33
2.1. Contribution des sources de revenus à l'inégalité	47
2.2. ACB élargie, par groupe partie prenante	48
2.3. Fourchettes de revenu par quintile de revenu net équivalent	48
2.4. Valeur actuelle nette pour les différents scénarios de gestion	49
2.5. Exemple d'une matrice de comptabilité sociale	50
2.6. Partie de la MCS environnementale pour 101 comtés situés dans le massif forestier des États des Grands lacs	52
2.7. Effets sur les ménages de la région	52
2.8. Deux options de mise en œuvre d'une politique de biodiversité donnée	54
2.9. Analyse des effets sur l'emploi	57
2.10. Rendements moyens des différents scénarios de gestion et dominance stochastique	60
2.11. Matrice d'analyse d'impact multicritères	61
2.12. Tableau des impacts de cinq possibilités d'utilisation des forêts ..	63
2.13. Matrice des impacts estimés	64
2.14. Coefficients de pondération attachés par les parties prenantes aux différents critères	65
2.15. Matrice d'évaluation des parties prenantes	68
2.16. Matrice des parties intéressées, Parc national royal de Bardia	69
2.17. Atouts et inconvénients des principales méthodes utilisées pour mesurer les effets redistributifs des politiques de la biodiversité	70
3.1. Types de valeurs économiques attachées aux actifs environnementaux	78
3.2. Mesures empiriques de l'élasticité-revenu du CAP marginal pour les projets dans le domaine de la biodiversité et les secteurs connexes	83
3.3. Indices de pauvreté avec et sans revenus forestiers	87
3.4. Classification des instruments d'action	97
3.5. Estimation des pertes de revenu générées par la réinstallation des populations	105

3.6. Importance relative des bénéfices offerts par les zones protégées à trois échelles spatiales	108
3.7. Importance relative des coûts des zones protégées à trois échelles spatiales	109
3.8. Disparité spatiale des coûts et bénéfices potentiellement les plus importants	109
4.1. Deux scénarios hypothétiques de coûts et de bénéfices en cas d'actualisation exponentielle	120
4.2. Le taux d'actualisation décroissant à long terme	124
4.3. Taux d'actualisation répertoriés par le Commissariat Général du Plan	126
5.1. Estimations empiriques de la relation entre la répartition des richesses et l'utilisation des ressources dans le cas des RPC ...	148
5.2. Exemples d'impact des politiques régissant les RPC	149
6.1. Avantages des méthodes participatives et obstacles à surmonter .	176
6.2. Comparaison entre les méthodes participatives	180
6.3. Synthèse des méthodes de participation des parties prenantes ...	184
6.4. Tableau récapitulatif des exemples	185
6.5. Options envisagées pour la gestion d'un parc national dans l'État de Nouvelle-Galles du Sud	186
6.6. Caractéristiques des groupes de réflexion du projet « River Dialogue »	188
6.7. Exemples de situations potentiellement conflictuelles	194
6.8. Principales différences entre la négociation distributive/fondée sur des positions et la négociation intégrative/fondée sur des principes	200
6.9. Quelques exemples de conflits	201
7.1. Principales caractéristiques des systèmes d'indemnisation et des accords volontaires	214
7.2. Aperçu des différents types d'incitations financières envisageables	215
7.3. Projets et financement du FEM, 1991-2003	229
7.4. APD bilatérale annuelle moyenne en faveur de la biodiversité enregistrée dans la zone OCDE entre 1998 et 2000	231
8.1. Principales caractéristiques des trois modes de participation des communautés locales	242
8.2. Aperçu des ressources réglementées dans la réserve naturelle du Danau	245
8.3. Principales caractéristiques du parc national de Kakadu	247
 Liste des graphiques	
1.1. Part du marché du latex brut détenue par les réserves extractives au Brésil	34
2.1. Courbe de Lorenz	45
3.1. Modèle linéaire d'élaboration des politiques	76

3.2. Exemple de bénéfices nets et de leur répartition dans l'hypothèse de bénéfices progressifs et de coûts régressifs ..	89
3.3. Problèmes de répartition entre pays similaires	91
4.1. Évolution dans le temps du coefficient d'actualisation pour différents taux d'actualisation constants	120
4.2. Coefficients d'actualisation et taux d'actualisation décroissants du Livre vert du Royaume-Uni	124
5.1. Corruption et activités forestières illicites	153
5.2. Modèle linéaire d'élaboration des politiques tenant compte des effets de répartition	164
5.3. Modèle linéaire d'élaboration des politiques mettant l'accent sur les procédures	166
5.4. Modèle linéaire d'élaboration des politiques mettant l'accent sur les institutions	167
5.5. Modèle linéaire d'élaboration des politiques mettant l'accent sur les procédures et les institutions	168
7.1. Projets de biodiversité approuvés par le FEM, exercices budgétaires 1991-2001	230



Extrait de :

People and Biodiversity Policies

Impacts, Issues and Strategies for Policy Action

Accéder à cette publication :

<https://doi.org/10.1787/9789264034341-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

Bagnoli, Philip, Timo Goeschl et Eszter Kovacs (2008), « Les effets redistributifs des politiques de la biodiversité : analyse statique », dans *People and Biodiversity Policies : Impacts, Issues and Strategies for Policy Action*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264034334-4-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.