

## *Chapitre 2*

### **Méthodes de mesure des effets redistributifs des politiques de la biodiversité**

**L**e critère utilisé dans tous les domaines de la politique sociale pour déterminer s'il convient ou non de mettre en œuvre une politique est celui du rapport coûts-bénéfices. Toutefois, dans le cas du bien-être, l'évaluation ne peut se limiter aux coûts et bénéfices en valeurs monétaires car tous les effets de la mise en œuvre d'une politique doivent être considérés. Il n'existe guère de divergence entre les analystes à ce sujet: tous s'accordent à dire que, de façon générale, la politique mise en œuvre doit être conforme aux souhaits de la société. Là où apparaissent les divergences, c'est sur la façon de mesurer les bénéfices et les coûts.

À l'heure de peser l'ensemble des impacts, il peut falloir prendre en considération un large éventail de problèmes. Il s'agit notamment des impacts directs et indirects générés par les aspects concrets aussi bien qu'abstraits de la biodiversité. Ces impacts doivent être méthodiquement pris en compte en distinguant de nombreux groupes économiques, sociaux, spatiaux et temporels. La présente section examine le moyen de comptabiliser et de mesurer ces impacts. Mesurer les impacts est une tâche d'une grande complexité, aussi est-il indispensable de disposer de techniques rigoureuses pour guider l'analyse. De plus, la répartition des coûts et des bénéfices (de toute nature) doit être étudiée au niveau le plus détaillé possible.

Tel est particulièrement le cas des problèmes de répartition puisque ce sont précisément les détails de la répartition des impacts qui constituent le principal centre d'intérêt. En fait, dans certains cas, le niveau de désagrégation influe directement sur les résultats de l'analyse. Les données détaillées ont parfois amené à tirer des conclusions diamétralement opposées à celles auxquelles on était initialement parvenu. Les impacts dont la moyenne est calculée pour un groupe constitué d'un grand nombre de personnes peuvent en effet paraître n'avoir que de faibles conséquences pour l'un quelconque des individus qui le composent. Toutefois, un impact donné est bien plus grave lorsqu'il affecte très intensément un petit nombre d'individus que lorsqu'il en touche plus modérément un plus grand nombre.

Ces dernières années, bon nombre d'études se sont attachées à fournir des estimations empiriques des impacts à divers niveaux d'agrégation. Les données empiriques disponibles mesurent dès lors aussi bien les impacts sur les individus d'une même communauté que ceux qui s'exercent à l'échelle mondiale. Les incidences sur les individus ou sur les groupes peuvent être examinées au moyen de divers instruments de mesure qui tentent de rendre

compte de leurs effets de répartition. Les techniques utilisées s'attachent à mesurer l'évolution de l'inégalité des revenus, celle de l'emploi, ou encore celle de l'état de santé des enfants. Elles impliquent toutes un jugement de valeur sur les variations du bien-être social qui en résultent. Il faut bien en effet que la société ait une aversion à l'égard de l'aggravation des inégalités des revenus pour qu'elle ressente le besoin de prendre des mesures pour éviter que les nouvelles politiques aient de pareilles conséquences.

Actuellement, un des principaux problèmes concernant la biodiversité a trait à la répartition internationale des coûts et des bénéfices. La biodiversité se trouve essentiellement (quoique non exclusivement) concentrée dans des pays en développement où les niveaux de revenus sont plus faibles que dans la plupart des pays de l'OCDE. Dans bien des cas, une part non négligeable de la valeur de non usage tirée de la conservation de la biodiversité pourrait échoir aux pays développés (voir la section 3.2.1). Cette asymétrie est une autre dimension essentielle des questions de répartition au niveau international.

Une comparaison des diverses techniques utilisées pour mesurer les impacts montre que l'applicabilité d'une méthode donnée dépend de la politique considérée, de l'échelle géographique, ainsi que des données disponibles. Chacune des méthodes a des atouts particuliers du point de vue de la prise en compte des effets de répartition, mais aussi des inconvénients du fait qu'elle omet d'importantes dimensions ou ne permet pas de procéder à certains types d'agrégation. Cela montre à quel point peut être juste le message essentiel qui ressort des études sur l'évaluation des impacts sur la répartition : la méthode retenue pour mesurer ceux-ci ne peut être dissociée de la politique à analyser.

## **2.1. Efficience, efficacité et répartition dans l'analyse des politiques**

Les politiques de la biodiversité ne représentent qu'un secteur du vaste domaine que couvrent les projets des pouvoirs publics. Quel que soit le domaine d'action des pouvoirs publics auquel on s'intéresse, se pose la délicate question de savoir quelle est la « politique appropriée ». Au cours des cinquante dernières années, un grand nombre d'études se réclamant de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) se sont penchées sur les moyens d'évaluer les projets publics en concurrence et de faire un choix entre eux. L'ACB, qui était à l'origine une méthode mise au point dans le cadre des grands projets de génie civil, s'est révélée être un puissant outil d'analyse des politiques lorsqu'elle est associée à l'économie du bien-être<sup>1</sup>. Sous sa forme moderne, l'ACB fournit non seulement une méthodologie mais aussi bon nombre de principes directeurs et de critères susceptibles d'aider les décideurs à décider

quelles sont celles qu'il convient de mettre en œuvre. Il existe certes d'autres méthodes d'aide à la décision, mais aucune d'entre elles n'est aussi largement utilisée que l'ACB.

Il ne nous est pas ici possible de rendre pleinement compte de la relation entre économie du bien-être et ACB (un excellent exposé pourra par exemple en être trouvé chez Pearce, 1983, Hanley et Spash, 1993, ou encore Just *et al.*, 2004). L'important, c'est que l'un des grands avantages de l'ACB est de permettre à l'analyste des politiques d'utiliser deux concepts issus de l'économie du bien-être pour opérer ses choix à savoir le concept d'*efficacité* et celui d'*efficacités* (par rapport aux coûts) qui lui est étroitement lié. Sous sa forme la plus stricte, l'efficacité (au sens de Pareto, voir l'encadré 5.1 au chapitre 5), renvoie à une situation dans laquelle une politique ne peut améliorer le bien-être d'au moins un membre de la société sans réduire celui d'un autre. L'efficacité par rapport aux coûts est un critère moins strict qui exige que la politique atteigne un objectif donné au moindre coût pour la société.

Le recours généralisé à l'ACB dans le cadre de l'analyse appliquée des politiques a fait prendre à l'efficacité un sens légèrement différent dans le contexte de l'élaboration des politiques. Pour que le choix des politiques puisse être qualifié d'efficaces, il faut que la politique retenue maximise la différence entre les bénéfices offerts par la politique et ses coûts de mise en œuvre. Une politique est efficace si aucune autre politique ne peut accroître la rente sociale (c'est-à-dire la somme des améliorations nettes du bien-être ayant bénéficié aux individus auxquels le responsable de l'élaboration des politiques attache de l'importance). Les deux notions reposent directement sur le concept de rente sociale et ses bénéfices (considérées comme des gains d'utilité) et des coûts (considérés comme des pertes d'utilité). C'est la notion d'efficacité qui sera le plus souvent utilisée dans cet ouvrage. Le responsable de l'élaboration des politiques doit, en théorie, être informé de tous les coûts et bénéfices pertinents de chaque projet et être au fait de tous les projets potentiels pour être à même de juger si une politique est ou non efficace, aussi l'efficacité (par rapport aux coûts) et l'efficacité sont-elles dans la pratique souvent étroitement liées.

Cette non-prise en compte des conséquences sur la répartition par le critère d'efficacité qui préside au choix des politiques constitue le point de départ du présent ouvrage. Cette conception de l'efficacité est sans conteste intellectuellement séduisante et elle apporte à n'en pas douter un éclairage utile au choix des politiques, mais l'observation empirique et une certaine réorientation des priorités des pouvoirs publics amènent à se demander s'il conviendrait d'accorder davantage d'importance aux conséquences sur la répartition afin d'aboutir à l'élaboration de « meilleures » politiques, en un sens qui apparaîtra plus clairement par la suite. Si ce souci pour les

conséquences redistributives n'est pas propre au domaine des politiques de la biodiversité (voir par exemple Serret et Johnstone, 2006), ce qui est particulier dans le cas qui nous intéresse est que les politiques de la biodiversité créent ces effets redistributifs.

### **2.1.1. Biodiversité, analyse coûts-bénéfices et efficience**

Ces dernières années, de considérables progrès ont été enregistrés dans les efforts pour traduire la ressource complexe que constitue la biodiversité en des termes compatibles avec l'ACB (Pearce et Turner, 1990 ; Pearce et Moran, 1994 ; Perrings *et al.*, 1995 ; Swanson, 1995 ; Costanza *et al.*, 1997 ; Dasgupta, 2000). En assurant la prise en compte de la biodiversité dans l'évaluation des bénéfices et des coûts des politiques, les décideurs ont pu plaider pour que des ressources soient consacrées au renforcement et à la sauvegarde de la diversité biologique des habitats et des écosystèmes. L'OCDE en particulier a rédigé une série de documents destinés à aider les décideurs à comprendre à quel point la conservation de la biodiversité est une activité dont les bénéfices peuvent être mesurés, pris en compte et divulgués dans le cadre de l'ACB (OCDE, 1996 ; OCDE, 2002 ; OCDE, 2003). Dans un contexte où les différentes politiques sont en concurrence pour l'obtention de ressources et de crédits, ce progrès a eu deux grandes conséquences. La première est une prise de conscience générale parmi les décideurs d'environnement de ce que bon nombre des externalités associées à la biodiversité méritent que des politiques s'en préoccupent puisque l'ACB permet de démontrer qu'elles accroissent le bien-être de la société. La seconde est la démonstration que les politiques de la biodiversité satisfont au critère d'efficience, ce qui donne aux arguments justifiant la sauvegarde et l'amélioration des habitats et des écosystèmes autant de valeur que ceux avancés à l'appui des autres interventions publiques.

L'analyse ci-dessous s'appuie sur ces importants travaux et les met à profit pour mieux comprendre quelles sont les différentes catégories de gagnants et de perdants que la mise en œuvre des politiques de la biodiversité génère au sein de la société comme aux différentes échelles spatiales et temporelles. Elle montre en outre que les considérations d'efficience conservent une immense importance pour l'élaboration des politiques de la biodiversité, mais que les effets de répartition devraient également jouer un rôle dans certaines circonstances. Ces considérations ont notamment le mérite de contribuer à ce que les politiques reflètent une notion plus profonde de l'efficience qui a toujours été présente dans l'économie du bien-être mais qui pourrait se trouver menacée si l'ACB était appliquée de manière mécanique aux fins de l'élaboration des politiques.

Une analyse des effets redistributifs des politiques de la biodiversité s'avère également nécessaire de nos jours où les décideurs sont de plus en

plus sommés de démontrer que leurs politiques répondent et se conforment à des critères issus des discours tenus par les pouvoirs publics à l'échelle planétaire, comme peuvent l'être les Objectifs du millénaire pour le développement. Ces critères fixent souvent des objectifs explicites en matière de répartition tout en ne donnant que peu ou pas du tout d'indications sur les moyens d'adapter en conséquence les politiques de la biodiversité. L'un des principaux messages du présent ouvrage est qu'il ne sera guère aisé de tenir compte de préoccupations telles que l'éradication de la pauvreté ou le partage des bénéfices dans le cadre des processus d'élaboration des politiques et de choix des instruments d'action si la priorité demeure accordée à l'efficience.

## **2.2. Mesures empiriques des effets de répartition**

L'évaluation des effets redistributifs des politiques de la biodiversité et leur éventuelle atténuation débutent nécessairement par leur identification et leur mesure. Un « scénario de référence » au regard duquel les conséquences de l'action ou de l'inaction pourront être mesurées doit être défini. Tous les impacts prévus de la politique peuvent être comparés à ce scénario de référence en vue de déterminer leur ampleur en termes d'effets redistributifs. Il ne reste plus ensuite qu'à choisir le niveau de mesure et le mode spécifique de représentation des effets redistributifs par quelque grandeur particulière. Les techniques modernes offrent un large éventail de mesures susceptibles de rendre compte de ces effets sur la répartition.

### **2.2.1. Niveaux de mesure**

Les effets de répartition peuvent être mesurés à des niveaux d'agrégation très variables. Les unités de base suivantes sont communément utilisées aux fins de l'analyse de la répartition : individus, ménages, familles, communautés, groupes, industries, régions ou pays.

Le niveau d'agrégation approprié dépend du contexte. Deux objectifs doivent être mis en balance : 1) la nécessité d'obtenir une étude exhaustive de tous les effets redistributifs d'une politique donnée (la réalisation de cet objectif implique une analyse au niveau des individus) et 2) la nécessité de synthétiser, comprendre et faire connaître les effets redistributifs aux fins de l'élaboration des politiques (ce qui nécessite en règle générale des niveaux d'agrégation plus élevés).

Dans la pratique concrète de l'analyse des politiques, les effets de répartition portés à la connaissance des décideurs sont souvent, et pour cause, mesurés à des niveaux d'agrégation très poussés. Dans le présent ouvrage, les données sur la répartition se situent aussi fréquemment au niveau des ménages, des groupes ou des industries. Le lecteur de ces informations synthétiques ne doit toutefois pas perdre de vue qu'un tel

niveau d'analyse peut masquer un haut degré d'hétérogénéité. Du point de vue du bien-être économique, il est probable que les impacts d'une politique ne soient pas proportionnels selon qu'ils s'exercent sur un groupe restreint ou sur un groupe plus large<sup>2</sup>. La présentation de chiffres globaux peut de même masquer l'impact d'une politique sur un groupe restreint. Le niveau d'agrégation d'une politique peut donc, tout comme la façon dont il en est fait état, avoir une incidence considérable sur ses résultats. Les études plus générales sur la répartition du revenu et du patrimoine au sein même des ménages sont à cet égard instructives.

### **2.2.2. Mesure des gains totaux : effets redistributifs des politiques de la biodiversité**

Les politiques de la biodiversité doivent être envisagées à la lumière des autres problèmes auxquels les pouvoirs publics sont tenus de faire face, et il est souvent nécessaire d'opérer des arbitrages entre les différentes priorités, c'est pourquoi les gouvernements ont besoin de disposer de paramètres qui leur permettent de comparer les grandeurs relatives. L'ACB est la méthode la plus souvent utilisée pour mesurer les arbitrages entre les divers problèmes à résoudre (Pearce *et al.*, 2006). Quelles sont les caractéristiques de l'ACB lorsqu'il s'agit d'examiner les effets redistributifs d'une politique donnée ?

- Elle mesure les coûts et les bénéfices en termes monétaires, et rend donc compte de certains impacts sur les parties prenantes. Certains effets importants ne peuvent toutefois être mesurés en termes monétaires, de sorte que des méthodes complémentaires s'avèrent nécessaires.
- Elle peut avoir des difficultés à rendre compte de la répartition des coûts et des bénéfices à différentes échelles géographiques (locale, régionale, mondiale) et entre les divers groupes parties prenantes.
- Elle se focalise sur les aspects économiques et il peut donc être indispensable de la compléter par l'intégration de certains autres facteurs (tels que les critères sociaux) dans le processus de prise de décision.

Dans certaines situations, l'ACB peut mettre en lumière les effets de répartition sans qu'il soit besoin d'apporter de grandes modifications à la méthodologie appliquée ou aux données requises. Dans le chapitre suivant, une forme simple d'ACB élargie est appliquée à l'analyse des effets redistributifs.

Les politiques de la biodiversité, à l'instar des autres interventions, n'affectent pas de la même façon les différents groupes. Quels outils semblent le mieux adapter pour rendre compte de cette situation ?

- Méthodes fondées sur des mesures en équivalent-revenu.
  - ❖ **Mesures synthétiques de l'(in)égalité** : Les mesures de l'inégalité du revenu ou du patrimoine telles que la courbe de Lorenz et le coefficient de Gini en sont un exemple.

- ❖ **Versions élargies de l'ACB** : Le calcul des coûts et des bénéfices pour les différents groupes parties prenantes à différentes échelles géographiques – ACB assortie de matrices de répartition – en est un exemple.
- ❖ **Matrice de comptabilité sociale** : La MCS permet une meilleure représentation des effets économiques et sociaux.
- ❖ **Coefficients de pondération du point de vue de la répartition** : Ils rendent compte du fait que les gains de bien-être d'une personne correspondant à une unité de revenu supplémentaire diminuent généralement à mesure que le revenu s'élève (décroissance de l'utilité marginale du revenu).
- ❖ **Indice d'inégalité d'Atkinson** : Cet indice permet d'intégrer les jugements de valeur au sujet du bien-être dans l'analyse de la répartition.
- Mesures de substitution :
  - ❖ **Analyse des effets sur l'emploi** : les effets de répartition sont mesurés par la capacité des groupes affectés à tirer des revenus d'un emploi.
  - ❖ **Analyse des effets sur la santé des enfants** : utilise les variations de l'état nutritionnel des enfants en guise d'indicateur synthétique des impacts des politiques sur le bien-être.
- Mesures multidimensionnelles :
  - ❖ **Analyse de la dominance stochastique** : repose sur une approche multidimensionnelle du bien-être qui permet de classer simultanément les résultats des politiques suivant plusieurs critères tels que les revenus, l'inégalité et la pauvreté au moyen de techniques statistiques.
  - ❖ **Analyse multicritères (AMC)** : cherche à intégrer dans l'analyse les aspects sociaux et culturels.
  - ❖ **Étude d'impact social assortie d'une analyse des parties prenantes** : décrit les intérêts et les attitudes des groupes parties prenantes, parallèlement aux évaluations conventionnelles des effets positifs et négatifs de la politique envisagée sur ces groupes.

Les méthodes de la première catégorie (mesures en équivalent-revenu) sont communément utilisées dans l'analyse économique des effets de répartition. Elles mettent l'accent sur les effets quantifiables et préfèrent condenser l'information. Les autres méthodes sont en vogue dans les études sur l'évaluation des politiques sociales. Elles s'attachent à conjuguer les données quantitatives et qualitatives en vue de rendre ne serait-ce que partiellement compte de la complexité des effets de répartition au-delà de leur seule dimension économique. Il importe de comprendre que les données requises varient selon les méthodes. Par conséquent, bien qu'il puisse être souhaitable de disposer de plusieurs mesures dans le cadre d'une analyse exhaustive des



effets de répartition, l'évaluation d'un plus grand nombre de mesures et de dimensions demandera plus de temps et de ressources.

On trouvera ci-après une description plus détaillée de ces mesures des effets redistributifs, suivie d'exemples de leur application dans le cadre d'une réelle évaluation des politiques. Les différentes méthodes seront ensuite comparées pour faire ressortir les similitudes et oppositions (voir le tableau 2.15).

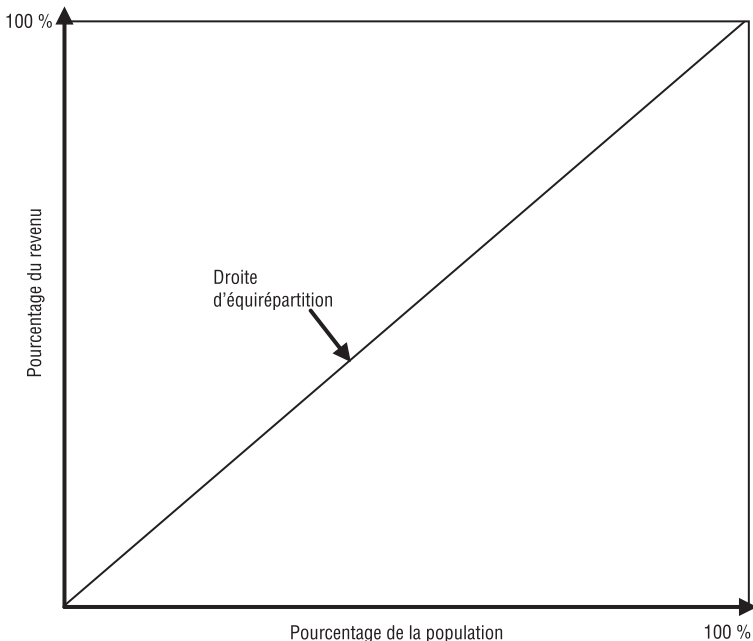
## 2.3. Méthodes fondées sur des mesures en équivalent-revenu

### 2.3.1. Courbe de Lorenz, coefficient de Gini et autres mesures économiques de l'inégalité

La courbe de concentration, également appelée courbe de Lorenz (graphique 2.1), d'après le nom de son concepteur, Max Lorenz, est une mesure classique de l'inégalité en économie. Cette courbe constitue un outil polyvalent qui permet de mesurer la distribution d'une variable quantitative unidimensionnelle, comme par exemple le revenu et la richesse, dans une population. Elle est le plus souvent utilisée dans les études économiques de la répartition des revenus.

Graphiquement, la courbe de Lorenz se présente sous la forme d'une courbe dans un diagramme à deux dimensions (voir graphique 2.1). Dans cet

Graphique 2.1. Courbe de Lorenz



exemple, chacun des points de la courbe indique quelle est la part du volume de revenu total dont dispose la société que reçoivent les x pour cent des ménages ou des individus les plus pauvres. Si l'on prend pour exemple le revenu, l'axe horizontal mesure le pourcentage de la population, en commençant par les ménages ou les individus au bas de l'échelle des revenus, alors que l'axe vertical mesure le pourcentage du revenu total, en commençant là encore par les ménages ou les individus au bas de l'échelle des revenus. Si la courbe de Lorenz représentant la répartition de l'actif se confond avec la droite à 45°, il s'ensuit alors que cette répartition est parfaitement égale. La répartition est d'autant plus inégale que la courbe s'écarte de la droite à 45°. Le coefficient de Gini constitue une mesure simple de cet écart. Un coefficient de Gini égal à zéro indiquerait une répartition parfaitement égale, un coefficient de Gini égal à un correspondrait à une répartition parfaitement inégale (ce qui impliquerait qu'un seul individu ou un seul ménage bénéficie de la totalité de l'actif considéré). Le coefficient de Gini est utilisé de longue date dans les études de l'inégalité des revenus. Dans le contexte environnemental, il a été utilisé dans l'analyse de la répartition de la pollution aux États-Unis (Millimet et Slottje, 2000).

La courbe de Lorenz requiert peu de données et offre une représentation succincte et graphiquement séduisante. Elle est étroitement liée à d'autres mesures économiques permettant d'analyser la répartition du revenu et du patrimoine.

**Exemple : Mesures de l'égalité de la répartition des revenus dans le cadre de la privatisation des mangroves au Viêt Nam (Adger et al., 1997)**

Ces exemples étudient les effets d'une conversion des mangroves communales à des activités d'agriculture et d'aquaculture privées, dans la province de Quang Ninh au Viêt Nam, sur l'égalité de la répartition des revenus dans deux villages, à savoir les communes de Le Loi et Thong Nhat. À l'aide du coefficient de Gini et en décomposant le revenu total en ses éléments constitutifs selon l'origine des revenus (agriculture, pêche, commerce, et revenus externes), les auteurs ont pu établir quelles étaient les activités à l'origine d'une plus grande inégalité de répartition des revenus. Le tableau 2.1 montre quelle est la contribution des diverses sources de revenus à l'inégalité de la répartition pour les ménages de Le Loi et Thong Nhat ayant fait l'objet de l'enquête.

Dans cet exemple, la part du revenu correspond au pourcentage du revenu total fourni par chaque source de revenus. La contribution à l'inégalité de chacune d'elles est égale au rapport entre le coefficient de Gini qui lui est imputable et la part du revenu qu'elle représente. La contribution à l'inégalité de chacune d'elles est égale au rapport entre le coefficient de Gini qui lui est imputable et la part du revenu qu'elle représente. Les auteurs ont alors pu

Tableau 2.1. **Contribution des sources de revenus à l'inégalité**

Sources de revenus	Gini/pseudo Gini	Part du revenu %	Contribution à l'inégalité	Effet sur l'inégalité
Revenu global	0.436			
Revenu agricole	0.351	66.9	54.6	-
Revenu de la pêche	0.334	4.7	3.6	-
Activités commerciales	0.692	3.8	6.0	+
Salaires, transferts et envois de fonds	0.624	24.6	35.7	+

Source : Adger et al., 1997.

établir que ce sont les activités commerciales et les revenus externes (tels que les salaires et les transferts) qui sont à l'origine de l'inégalité, puisque la contribution de cette source de revenus à l'inégalité est supérieure à sa part dans le revenu. Les auteurs parviennent à la conclusion que dans le cas des zones de mangroves, le remplacement de la gestion commune des ressources par des activités agricoles et aquacoles privées a pour effet d'accroître l'inégalité. Les régimes de propriété commune paraissent donc dans ce cas favoriser une gestion durable des ressources naturelles tout en assurant une répartition égale des revenus (Adger et al., 1997).

### 2.3.2. ACB élargie

L'ACB classique calcule les coûts et les bénéfices sur un horizon temporel donné, soustrait les premiers des seconds, puis procède à leur actualisation (c'est-à-dire en calcule la valeur actuelle nette, VAN). L'ACB élargie tient quant à elle également compte des groupes parties prenantes en faisant clairement apparaître quels sont ceux à l'origine des coûts et des bénéfices. Le calcul de l'ACB élargie indique donc quels sont les groupes qui enregistrent un gain et quels sont ceux qui subissent une perte dans différents scénarios (tableau 2.2).

Lorsque la politique envisagée est de portée limitée (et ne vise en d'autres termes qu'un groupe bien défini), et qu'elle n'a que de faibles effets secondaires, l'estimation de la valeur monétaire des principaux coûts supportés par les groupes affectés peut constituer une bonne approximation des effets sur le bien-être. Les restrictions imposées aux activités agricoles ou la réintroduction d'espèces prédatrices dans des zones où elles peuvent infliger des dommages au bétail en sont des exemples. Dans de tels cas, il importera de calculer les coûts d'opportunité et/ou ceux des dommages afin de prévoir quelle sera la réaction face à la politique considérée ainsi que le volume des pertes qui pourraient devoir être indemnisées.

Tableau 2.2. **ACB élargie, par groupe partie prenante**

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
Coûts			
partie prenante1			
partie prenante2			
partie prenante3			
Bénéfices			
partie prenante1			
partie prenante2			
partie prenante3			
VAN			

Le tableau 2.3 (qui est utilisé dans les ACB élargies réalisées par le Trésor britannique) illustre certaines des données de base requises qui pourraient constituer les principaux déterminants du mode de répartition des coûts et des bénéfices d'une option donnée entre les différentes catégories de revenus. Lorsque l'objectif est de réduire dans toute la mesure du possible l'impact sur les groupes situés au bas de l'échelle des revenus, diverses mesures peuvent être prises pour remplir ce tableau et ces informations peuvent être ensuite utilisées pour évaluer plus favorablement celles qui offrent de plus grands bénéfices aux quintiles à plus faible revenu<sup>3</sup>.

Tableau 2.3. **Fourchettes de revenu par quintile de revenu net équivalent**

Montant hebdomadaire	Célibataire sans enfants	Couple sans enfants	Célibataire avec un enfant	Couple avec un enfant	Célibataire avec deux enfants	Couple avec deux enfants	Célibataire retraité	Couple retraité
<i>Quintile de revenu net équivalent</i>								
1								
2								
3								
4								
5								

Source : HM Treasury, 2003.

### **Exemple : Bénéfices, coûts et répartition entre les parties prenantes dans le Parc national de Ream, Cambodge (de Lopez, 2003)**

Cet exemple décrit une analyse économique du Parc national de Ream, au Cambodge. L'objectif était d'évaluer les bénéfices et les coûts de trois scénarios potentiels pour le parc, ainsi que leur répartition entre les parties

prenantes. Les trois scénarios étaient les suivants : 1) un parc expérimental : maintien du niveau actuel de protection de la forêt mais pas de protection des zones de pêche d'où leur possible épuisement à terme ; 2) un parc fantôme : pas de protection des forêts ni des pêcheries d'où prélèvement de toutes les ressources forestières (bois) et halieutiques et destruction de la zone ; 3) un parc de rêve : protection totale des ressources seules les activités de subsistance, de loisirs, d'éducation et de recherche étant autorisées. Une enquête auprès des ménages a été entreprise au niveau local en vue de disposer de données sociales, économiques et écologiques.

Les bénéfices suivants ont été pris en compte : a) les bénéfices monétaires : produits forestiers non ligneux, produits marins et d'eau douce, bois extrait des forêts à feuillage persistant et des mangroves, loisirs et tourisme, protection contre les tempêtes et l'érosion ; et b) les bénéfices non monétaires : écosystèmes marins, ressources médicales, stockage de carbone,

Tableau 2.4. **Valeur actuelle nette pour les différents scénarios de gestion**

Bénéfices et coûts	Scénario 1. Parc expérimental (VA USD)	Scénario 2. Parc fantôme (VA USD)	Scénario 3. Parc de rêve (VA USD)
<b>Bénéfices</b>			
Bois extrait des mangroves		572 716	
Bois d'autres provenances		5 842 761	
Bois de feu	853 688		853 688
Matériaux de clôture	180 232		180 232
Denrées alimentaires	134 804		134 804
Matériaux de charpente	102 061		102 061
Plantes médicinales	82 181		82 181
Pêcheries	5 207 267	3 576 067	7 867 328
Loisirs	21 390		699 636
Protection contre les tempêtes et l'érosion : habitations	2 605 037		2 605 037
Protection contre les tempêtes et l'érosion : cultures	539 069		539 069
Protection contre les tempêtes et l'érosion : animaux	299 376		299 376
<b>Coûts</b>			
Coûts de gestion du parc	255 407		851 356
Montant des investissements			379 079
<b>VAN totale au taux d'actu. de 10 %</b>	<b>9 765 845</b>	<b>9 991 544</b>	<b>11 896 705</b>

Source : De Lopez, 2003.

protection contre l'eau salée, enseignement et recherche, culture, valeur d'option, valeur d'existence.

Le tableau 2.4 indique la valeur actuelle nette des trois scénarios de gestion. Les scénarios de protection (options 1 et 3) allouent l'essentiel des bénéfices du Parc aux populations locales. Le scénario d'un « parc de rêve » confère aux villageois des bénéfices d'une valeur trois fois plus élevée que celui d'un « parc fantôme ». Dans ce dernier scénario, toutefois, les populations locales, dont les moyens traditionnels de subsistance sont tributaires d'une utilisation durable du parc risquent d'enregistrer les plus grandes pertes, alors que les exploitations forestières commerciales et les flottilles de pêche pourraient, tout comme l'armée, tirer les plus grands gains de l'exploitation du bois et des ressources marines.

Cette étude de cas montre qu'une ACB élargie peut fournir une bonne évaluation des problèmes de répartition lorsque les principaux groupes parties prenantes sont connus, et permet de déterminer les bénéfices qui échoient à chacun d'eux.

### 2.3.3. Matrice de comptabilité sociale

La matrice de comptabilité sociale (MCS) est un cadre d'analyse dans lequel les données socio-économiques sont intégrées et harmonisées, comme dans un tableau des échanges interindustriels qui aurait toutefois été élargi en vue de tenir compte des propriétaires des facteurs de production et de leurs dépenses. Elle se présente sous la forme d'une matrice carrée (un exemple simplifié est présenté au tableau 2.5), qui rapproche les données relatives à la production et à la formation de revenus par les différents groupes et les différentes catégories institutionnelles de celles portant sur la dépense de ces mêmes revenus (OCDE, 2003).

Elle a initialement été élaborée à un niveau national, mais elle est désormais également utilisée pour analyser les économies régionales et locales. C'est également un outil très utile pour comprendre pleinement les

Tableau 2.5. Exemple d'une matrice de comptabilité sociale

	Fournisseurs	Ménages	Administrations publiques	Reste du monde
Fournisseurs				
Ménages				
Administrations publiques				
Reste du monde				

effets directs et indirects de certaines interventions dans un village ou une petite communauté (Taylor et Adelman, 1996) en suivant le flux de revenus reçu par un secteur en provenance d'autres secteurs (selon les lignes) et le flux de dépenses d'un secteur au profit d'autres secteurs (selon les colonnes).

Les modèles de MCS ont été employés avec succès pour rendre compte des impacts exercés sur l'ensemble de l'économie par certaines mutations sectorielles, dont par exemple les effets redistributifs des réformes apportées aux politiques de gestion des ressources forestières (Alavalapati et al., 1999).

**Exemple : Effets redistributifs de différents modes de gestion des forêts dans la région des Grands lacs supérieurs, États-Unis (Marcouiller et Stier, 1996)**

Une matrice de comptabilité sociale (MCS) a été élaborée pour étudier les effets de répartition et les résultats comparés de différents modes de gestion des forêts dans la région forestière des Grands lacs supérieurs aux États-Unis. Les différents modes de gestion forestière sont axés sur différents produits forestiers, allant du bois jusqu'aux utilisations récréatives notamment touristiques, et n'auront pas les mêmes effets sur la répartition des revenus et les choix de production. Une MCS qui inclut les actifs non marchands (ou « biens publics ») créés par l'existence même de la forêt permet de tenir compte du rôle de ces actifs dans le calcul des revenus et de la production. Une partie de la MCS est présentée ci-dessous à titre d'illustration (tableau 2.6) dans laquelle les biens publics produits par la gestion forestière figurent au quatrième rang des facteurs de production et contribuent au secteur « commerce de détail et services » (secteur 6) sous forme de services récréatifs.

Les calculs montrent qu'au moment de l'évaluation (1993), la sylviculture (production de bois) et la transformation du bois représentaient quelque 264 millions USD et 9.38 milliards USD respectivement dans les États des Grands lacs supérieurs. Les revenus des ménages représentaient au total environ 47 milliards USD. Calculée selon la méthode des coûts d'opportunité, la valeur des biens publics tirés des forêts s'est au total élevée à près de 80 millions USD.

L'augmentation de la production de biens publics pourrait être assurée par de nombreux moyens. L'approche modélisée dans l'exemple correspond à l'adoption de techniques de sylviculture sélective inéquienne. La MCS permet de voir à qui bénéficient les hausses de revenus générées par cette augmentation. Pour cela, on utilise les informations concernant la propriété dans les secteurs de production.

Tableau 2.6. **Partie de la MCS environnementale pour 101 comtés situés dans le massif forestier des États des Grands lacs**

Millions USD

	Secteurs de production							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Secteurs de production</b>								
1. Production agricole	223.3	9.5	58.7	1 133	21.5	26.3	13.3	2.4
2. Production de bois et services connexes	57.1	20.8	0.7	0.3	171.4	0	0	0
3. Industries manufacturières	195	19.4	4 804.1	224.5	1 093.3	1 369.3	842.3	417.7
4. Transformation de denrées alimentaires et de fibres	13.3	5.9	11.7	975.8	2.1	261.3	0	9.1
5. Transformation du bois	11.1	0.2	551.4	91.9	1 087.2	30.2	1.1	4.6
6. Commerce de détail/ services	96.1	5.2	2 779.9	233.3	673.2	1 183.2	409.2	148.7
7. Finance, assurance et immobilier	90.1	12.9	770	26.4	110.1	609.4	934.2	102.5
8. Administration	2.9	0.5	125.1	7.9	42.8	104.3	113.4	35.2
<b>Facteurs</b>								
1. Travail	441.7	42.2	8 091.7	579.8	2 207.2	10 717.7	1 343.3	7 084.6
2. Capital	344.3	31.4	5 339.8	521.4	1 342.4	4 683.6	3 662.4	62.4
3. Terre	585.8	35.5	0	0	0	0	0	0
4. Actifs non marchands	0	0	0	0		77.6	0	0

Source : Marcouiller et Stier, 1996.

Le tableau 2.7 illustre les effets qu'exercerait sur les ménages de la région une augmentation de 100 millions USD de la production de biens publics. On constate qu'une telle hausse profiterait de façon disproportionnée aux ménages à revenus moyen et élevé.

Tableau 2.7. **Effets sur les ménages de la région**

Compte	Répartition initiale du revenu des ménages		Impact à prix constants	
	Millions USD	%	Millions USD	%
<b>Ménages</b>				
À faible revenu	8 847	18.9	7.84	8.9
À revenu moyen	21 415	45.6	49.44	55.9
À revenu élevé	16 655	35.5	31.14	35.2
Total	46 917	100.0	88.42	100.0

Source : Marcouiller et Stier, 1996.



### 2.3.4. Coefficients de pondération en fonction de la répartition

L'ACB élargie et la matrice de comptabilité sociale indiquent clairement aux décideurs les effets des politiques sur la répartition. Elles ne donnent toutefois aucune indication sur la manière dont les problèmes de répartition devraient influencer sur les décisions des pouvoirs publics. Une méthode, consistant à attribuer des coefficients de pondération en fonction de la répartition (encadré 2.1), peut fournir une telle indication si elle est associée à l'une des méthodes précédemment décrites (Pearce, 1998).

#### Encadré 2.1. Théorie économique à l'appui des coefficients de pondération

Les données d'observation montrent que certaines règles empiriques rudimentaires permettent d'assigner des coefficients de pondération à chacune des catégories de revenus (à chaque quintile, par exemple). Dans ces calculs, un coefficient de pondération plus élevé serait attaché aux bénéficiaires et aux coûts s'ils reviennent à une famille disposant de revenus relativement modestes que s'ils échoient à une famille plus aisée (HM Treasury, 2003). L'économie offre un moyen simple de corriger cette distorsion en faveur des riches. Sachant que la relation fonctionnelle entre le revenu et la valeur marginale de la consommation peut être assez bien estimée, l'ACB ordinaire peut être complétée par des « coefficients de pondération en fonction de la répartition » en vue de corriger la distorsion générée par les différences de prospérité (Drèze et Stern, 1987 ; Drèze, 1998 ; Johansson-Stenman, 2005). Le modèle linéaire d'élaboration des politiques (voir le graphique 5.2 du chapitre 5) montre que ces coefficients de pondération modifient la mesure des impacts sur le bien-être.

Mais sont exactement ces coefficients de pondération, comment sont-ils calculés et appliqués et comment influent-ils sur le choix de la politique de biodiversité optimale ? Pour pouvoir calculer les coefficients de pondération, il faut établir une relation fonctionnelle entre la consommation  $c$  et l'utilité  $u$ , c'est-à-dire la fonction d'utilité individuelle  $u(c)$ , ou du moins sa dérivée première,  $u'(c)$ . La pondération a pour but ici de rendre comparables différents niveaux de consommation  $c$ . Une application assez simplifiée sur la base d'estimations empiriques peut en être trouvée dans le Livre vert britannique (HM Treasury, 2003). Elle suppose que l'utilité individuelle puisse être représentée par l'équation:

$$u(c) = \ln c$$

ce qui correspond à une utilité marginale de la consommation égale à  $1/c$ . En conséquence, si le revenu d'un individu,  $m_i$ , est connu et qu'il constitue une assez bonne approximation de sa consommation, il est dès lors possible de

### Encadré 2.1. Théorie économique à l'appui des coefficients de pondération (suite)

calculer l'utilité marginale de celle-ci. L'utilité marginale de la consommation est fonction strictement décroissante du revenu. Pour obtenir le coefficient de pondération en fonction de la répartition, l'utilité marginale d'un individu doit être exprimée en pourcentage de l'utilité marginale moyenne. Le Livre vert britannique utilise le revenu médian  $\bar{m}$  pour calculer cette dernière. Le coefficient de pondération en fonction de la répartition  $w_i$  de l'individu  $i$  est par conséquent égal à :

$$\alpha_i = \frac{\bar{m}}{m_i}$$

Les coefficients de pondération en fonction de la répartition sont manifestement fonction décroissante du revenu. La distorsion induite par les différences de prospérité peut donc être contrebalancée en multipliant, avant de procéder à l'agrégation, le CAP marginal d'un individu par le coefficient de pondération en fonction de la répartition correspondant. L'évaluation des politiques publiques n'a alors plus systématiquement un effet régressif.

Considérons deux options de mise en œuvre d'une politique de biodiversité donnée. La politique aura des effets négatifs sur l'un des deux groupes parties prenantes. Le tableau 2.8 présente les résultats d'une étude visant à déterminer le consentement à payer (CAP) de chacun d'eux pour éviter ces effets. Le revenu médian est supposé être de 40 000 USD.

Cet exemple schématique montre à quel point les problèmes de répartition peuvent jouer un rôle important dans l'évaluation des politiques. Une ACB ordinaire comparerait le CAP marginal global pour éviter les effets négatifs de chacune des deux politiques. Dans le cas de l'option visant les « pauvres », le CAP marginal global pour en éviter les effets s'élève à 10 000 USD, contre 50 000 USD pour l'option visant les « riches » (colonne 3).

Tableau 2.8. Deux options de mise en œuvre d'une politique de biodiversité donnée

Option	Groupe	CAP marginal global pour éviter les effets	Taille du groupe	CAP marginal individuel	Revenu individuel annuel	Coefficient de pondération en fonction de la répartition	Coût de la politique ajusté en fonction de la répartition
Option 1	Pauvre	10 000 USD	1 000	10 USD	20 000 USD	2	20 000 USD
Option 2	Riche	50 000 USD	1 000	50 USD	200 000 USD	0.2	10 000 USD

Si l'on s'en tient à comparer dollar pour dollar ces deux montants, la mise en œuvre d'une politique pesant sur les « pauvres » imposerait donc un coût social sensiblement moins élevé que celle d'une politique dont le poids serait supporté par les « riches ». L'ACB ordinaire amènerait donc à recommander la première option, c'est-à-dire celle qui fait peser le poids de la politique sur les pauvres. Cependant, en associant à l'ACB des coefficients de pondération en fonction de la répartition (colonne 7), on aboutit à une toute autre conclusion. Le CAP marginal individuel est en effet ajusté au moyen de coefficients de pondération en fonction de la répartition appropriés pour tenir compte du fait qu'il conviendrait d'accorder un plus grand poids au sacrifice de 10 USD sur un revenu de 20 000 USD qu'à celui de 50 USD sur un revenu dix fois supérieur. Si l'on applique ce raisonnement au « CAP marginal global pour éviter les effets » (conformément aux recommandations du Livre vert britannique, HM Treasury, 2003) on devrait en conclure que le coût social de la première option est deux fois plus élevé que celui de la seconde. L'ACB élargie amènerait donc à recommander d'imposer ce coût aux riches en vue de réduire dans toute la mesure du possible les coûts sociaux de la réalisation de l'objectif de biodiversité.

### 2.3.5. Indice d'inégalité d'Atkinson

L'indice d'Atkinson constitue une mesure économique de l'inégalité particulièrement élaborée. Contrairement à d'autres mesures de l'inégalité, telles que les coefficients de pondération en fonction de la répartition, il tient explicitement compte des jugements de valeur concernant le bien-être social (Atkinson, 1970). C'est l'exemple le plus remarquable d'application des « échelles d'équivalence » à l'analyse du revenu et du patrimoine (Atkinson et Bourguignon, 1982). Cet indice est calculé sur la base du « revenu moyen sensible à l'équité » ( $y_e$ ). Celui-ci correspond au revenu par habitant qui assurerait – si tout un chacun en bénéficiait – un bien-être total rigoureusement égal à celui généré par la répartition du revenu effectivement observée (voir l'encadré 2.2). La valeur de  $y_e$  est d'abord calculée de telle sorte qu'il en résulte une redistribution du revenu conforme aux préférences pour l'égalité de la société telles qu'elles auront été mesurées, sans qu'il s'ensuive pour autant aucune perte de bien-être total. Cette mesure est ensuite comparée au revenu moyen effectif en vue d'obtenir un indice des inégalités contraires aux préférences de la société. En d'autres termes, les préférences pour l'égalité de la société sont d'abord mesurées puis utilisées pour déterminer jusqu'à quel point la répartition effective du revenu s'écarte d'une répartition conforme à ces préférences.

L'indice d'Atkinson n'a pas suscité l'intérêt des économistes au-delà de l'étroit domaine des études sur le revenu. Son applicabilité aux contextes de l'environnement ou de la biodiversité reste donc à démontrer.

### Encadré 2.2. Le revenu moyen sensible à l'équité

D'un point de vue formel, le « revenu moyen sensible à l'équité » est égal à :

$$y_e = \left( \sum_{i=1}^n f(y_i) y_i^{1-e} \right)^{\frac{1}{1-e}}$$

où  $y_i$  représente la part du revenu total qui échoit au  $i^{\text{e}}$  groupe, et où  $e$  correspond au « paramètre d'aversion pour l'inégalité ». Ce paramètre  $e$  est une mesure synthétique du degré de préférence pour l'égalité de la société qui peut prendre des valeurs allant de zéro à l'infini. Si  $e > 0$ , il existe une préférence sociale pour l'égalité (ou une aversion sociale pour l'inégalité). Une augmentation de  $e$  est associée à une plus forte préférence sociale pour des transferts de revenu au bas de l'échelle de la répartition et une moindre préférence pour des transferts au sommet de celle-ci. Parmi les valeurs de  $e$  généralement utilisées figurent notamment 0.5 et 2, mais des estimations empiriques peuvent également en être établies sur la base des données expérimentales disponibles (Amiel et al., 1999).

L'indice d'Atkinson ( $I$ ) est dès lors égal à :

$$I = 1 - \frac{y_e}{\mu}$$

où  $\mu$  correspond au revenu effectif moyen. La valeur de l'indice d'Atkinson sera d'autant plus faible que la répartition du revenu sera égale et que  $y_e$  sera proche de  $\mu$ . Quelle que soit la répartition du revenu, la valeur de  $I$  se situe entre 0 et 1. Tout comme les autres indices, l'indice d'Atkinson est sensible à la concentration d'un plus grand pourcentage de la population au bas de l'échelle de la répartition du revenu.

## 2.4. Autres mesures unidimensionnelles

Les méthodes décrites ci-dessus utilisent des mesures en équivalent-revenu pour évaluer les politiques. Cependant, dans certaines situations, il pourrait ne pas être possible ou souhaitable d'estimer la valeur monétaire des impacts générés par les politiques en question. Lorsque tel est le cas, des mesures de substitution peuvent être utilisées pour avoir une idée approximative des effets d'une réforme sur le bien-être.

### 2.4.1. Analyse des effets sur l'emploi

L'analyse des effets sur l'emploi (AEE) permet de mesurer le nombre d'emplois fournis ou le nombre de familles dont les moyens de subsistance sont assurés grâce à l'affectation d'une ressource donnée (la terre, en règle générale) à différentes activités économiques pendant une période de

temps donnée. Elle peut être utilisée pour mesurer les effets de répartition d'une certaine politique ou de différents projets, notamment dans les régions les moins développées (Taylor, 2001). Le recours à l'AEE repose sur l'idée que l'emploi est un élément constitutif du bien-être ainsi qu'un déterminant des mesures plus larges des perspectives qui s'ouvrent à chacun (Sen, 1997).

L'AEE présente un grand intérêt dans le contexte des politiques de la biodiversité. Dans de précédents rapports, l'OCDE a mis en lumière les arbitrages potentiels entre les politiques de l'environnement et celles de l'emploi dans les économies développées (OCDE, 2003). En outre, dans le contexte des programmes de protection des espèces, le sentiment qu'il faut faire un choix entre « emplois » et « conservation » est souvent source de conflits (Freudenburg et al. 1998 ; Meyer, 2001).

**Exemple : Comparaison de l'analyse des effets sur l'emploi et de l'analyse coûts-bénéfices au Yucatán, au Mexique (Taylor, 2001)**

Cette analyse a comparé les différentes activités agricoles envisageables (agriculture traditionnelle, agriculture améliorée et élevage extensif) à l'aide de l'analyse des effets sur l'emploi (AEE) et de l'analyse coûts-bénéfices (ACB). Les résultats indiquent que, bien que l'élevage extensif présente le rapport bénéfices-coûts le plus élevé (colonne de droite du tableau 2.9), c'est l'agriculture traditionnelle et l'agriculture améliorée qui offrent le plus de bénéfices en termes d'emploi (colonne centrale).

Cet exemple montre que l'AEE peut offrir une valeur ajoutée par rapport à l'ACB puisqu'elle tient compte d'effets sociaux extrêmement importants en calculant l'impact sur l'emploi dans les différents scénarios. Elle peut également constituer un important outil d'anticipation des conflits, surtout si elle est associée à des données empiriquement validées issues de contextes comparables. Il faut cependant prendre garde, lors de l'évaluation du nombre d'emplois, de ne pas occulter d'importantes dimensions telles que la nature des emplois, l'adéquation entre l'offre et la demande de qualifications, ou encore les frictions sur le marché du travail (Freudenburg et al., 1999).

Tableau 2.9. **Analyse des effets sur l'emploi**

	AEE, années-personnes pour 100 ha, sur 20 ans	ACB, rapport bénéfices/coûts
Agriculture traditionnelle (milpa <sup>1</sup> )	641	-
Agriculture améliorée (milpa)	1 495.6	1.54
Élevage extensif	109.6	2.12

1. Mode de culture mésoaméricain traditionnel.

Source : Taylor, 2001.

### **2.4.2. Analyse des effets sur la santé des enfants**

Les études relatives à l'analyse multidimensionnelle (voir ci-dessous) soulignent l'importance des mesures non conventionnelles du bien-être, surtout si celles plus classiques telles que le revenu monétaire sont difficiles à calculer ou ne représentent qu'une part mineure du revenu global des ménages. L'état nutritionnel des enfants au sein des villages offre un exemple de mesure non conventionnelle du bien-être humain dans le contexte des politiques de la biodiversité (Gjertsen, 2005). L'état nutritionnel des enfants dans les pays en développement dépend en effet d'un certain nombre de facteurs, dont au premier chef le revenu pécuniaire des parents, les activités familiales de prélèvement de ressources naturelles et les dépenses publiques consacrées à la santé des enfants. Il comporte également une forte dimension intertemporelle du fait de la corrélation entre l'état nutritionnel des enfants et leur degré de bien-être tout au long de la vie.

#### ***Exemple : Zones marines protégées (ZMP) et état nutritionnel des enfants aux Philippines (Gjertsen, 2005)***

Gjertsen (2005) se sert des variations du pourcentage d'enfants en sous-poids au sein des villages en tant que mesure indirecte des effets sur le bien-être exercés par les politiques de la biodiversité. La malnutrition est fréquente dans la région étudiée et tant les denrées alimentaires que le revenu monétaire proviennent principalement du poisson fourni par les récifs coralliens dégradés. Il existe donc un lien direct entre la conservation de la biodiversité et l'état nutritionnel des enfants. Un programme de pesée trimestrielle des enfants d'âge préscolaire permet de disposer d'une base de données bien plus détaillée que pour le revenu monétaire des ménages.

Une politique de conservation qui vise à protéger les récifs coralliens dégradés (milieux marins protégés) restreint la pêche dans certaines zones. Tous pourraient y gagner si les stocks de poissons s'accroissent suffisamment à l'intérieur des ZMP pour que les captures dans les zones avoisinantes suffisent à compenser largement la diminution due aux restrictions imposées par la politique de conservation. D'un autre côté, si la protection des milieux marins n'induit pas de croissance des stocks de poissons, ou qu'elle les fait diminuer, tout en privant les populations locales des opportunités de pêche, on pourrait se trouver dans des situations où tout le monde est perdant. L'analyse empirique n'a pas réussi à faire apparaître, au niveau la conception des ZMP, de variables susceptibles de produire à court et moyen termes des résultats bénéfiques pour tous en termes de protection et de santé des enfants. Elle a permis cependant de mettre en évidence certaines variables permettant d'améliorer la protection sans nuire à l'état nutritionnel des enfants, ce qui laisse présager pour l'avenir la possibilité de solutions doublement gagnantes.

En dépit des différents problèmes statistiques rencontrés (problèmes d'endogénéité, manque de signification statistique et omission de certains facteurs), l'analyse démontre néanmoins l'intérêt potentiel que peuvent présenter les mesures non conventionnelles pour l'analyse des problèmes de répartition.

## 2.5. Mesures multidimensionnelles

Les mesures précédemment examinées partent de l'hypothèse implicite que tous les effets pertinents peuvent être additionnés et exprimés selon une échelle unidimensionnelle. Si par contre certains aspects sont incommensurables, ou du moins paraissent tels à un décideur central, il faut alors adopter une approche multidimensionnelle.

### 2.5.1. Analyse de la dominance stochastique

L'analyse multidimensionnelle, dont Kolm (1977) a été le pionnier, constitue un développement récent de l'analyse économique des inégalités dont l'objectif est de répondre à deux reproches adressés aux approches économiques classiques que sont la courbe de Lorenz et le coefficient de Gini. Le premier est que le bien-être des individus et des ménages est bien souvent déterminé par des éléments non monétaires, tels que la santé, l'éducation ou la criminalité, et que ceux-ci ne sont pas pris en compte comme ils le devraient (Sen, 1997). Le second est que la répartition du revenu et du patrimoine n'est pas déterminée par les mêmes facteurs que celle des autres composantes du bien-être. Le revenu et le patrimoine ne constituent donc que de médiocres variables de substitution des autres dimensions du bien-être humain (Justino et al., 2004). Bon nombre de ces craintes concernant le caractère multidimensionnel du bien-être, et donc des inégalités, sont largement partagées en économie.

La critique des mesures unidimensionnelles classiques a débouché sur un certain nombre de tentatives pour construire des mesures de l'inégalité multidimensionnelle qui permettent de comparer les effets de répartition en tenant compte des différents aspects du bien-être humain (tels que par exemple le revenu et l'éducation). Une de ces approches est illustrée par le très novateur Rapport des Nations-Unies sur le développement humain de 1990, qui élargissait le mode de calcul du bien-être de sorte à inclure des mesures de la mortalité infantile, de l'état de santé, de l'éducation, etc. (PNUD, 1990).

Pour pouvoir comparer et classer les résultats au lieu de se contenter de leur simple juxtaposition, il faut recourir à des méthodes plus élaborées. La plus éprouvée d'entre elles s'appuie sur des critères de dominance stochastique pour tirer des conclusions concernant l'inégalité

multidimensionnelle (Atkinson et Bourguignon, 1982 ; Maasoumi, 1986). Pour pouvoir dire qu'un certain résultat du point de vue de la répartition multidimensionnelle est plus, ou moins, inéquitable qu'un autre, il faudrait formuler des hypothèses hardies quant à la relation entre ces résultats et le bien-être au niveau individuel (Atkinson et Bourguignon, 1982). Pour être en mesure de mener plus loin cette analyse et de formuler des recommandations directement destinées aux pouvoirs publics, il faudrait explicitement établir quels sont les coefficients de pondération attachés par la société aux différentes dimensions constitutives du bien-être (Trannoy, 2003).

### **Exemple : Agriculture et pêche au Bangladesh (Islam et Braden, 2006)**

La gestion des zones inondables est un problème essentiel au Bangladesh où tant la pêche que l'agriculture représentent d'importantes sources de revenu. Les inondations revêtent en outre un caractère aléatoire d'où l'importance accordée aux questions de risque dans la prise de décisions. L'agriculture bénéficie de la gestion des plaines inondables car l'irrigation contrôlée et les flux d'éléments nutritifs accroissent la production agricole. Toutefois, certaines mesures de gestion des plaines alluviales ont des effets négatifs sur la pêche. Cela est important car la pêche assure la subsistance des populations locales pauvres. Il existe donc des interactions complexes entre l'agriculture et la pêche dont il faut tenir compte dans les décisions de gestion. Islam et Braden (2006) ont effectué une analyse de la dominance stochastique pour classer les différentes mesures de gestion des plaines inondables, en faisant varier la hauteur des remblais. Des remblais plus élevés accroissent les bénéfices pour l'agriculture, mais réduisent les captures de poisson (tableau 2.10). Le test de dominance stochastique de premier ordre (DSP) indique que le scénario d'absence de remblai arrive en tête des trois scénarios. Par conséquent, la meilleure stratégie de gestion des plaines inondables pourrait consister à éliminer les remblais. À l'aide d'informations complémentaires sur les fonctions d'utilité de la population affectée, un test de dominance stochastique de second ordre pourrait être effectué pour classer

**Tableau 2.10. Rendements moyens des différents scénarios de gestion et dominance stochastique**

Scénario de gestion	Rendement net (millions BDT)		Degré de dominance stochastique
	Moyenne	Ecart type	
Référence – pas de remblai	5 810.64	260.62	DSP en tête des scénarios
Remblai peu élevé	5 007.63	255.87	DSP devant le scénario « moyen »
Remblai moyen	4 968.94	265.84	DSP proche du modèle de référence
Remblai élevé	5 195.62	297.28	DSP proche du modèle de référence

Source : Islam et Braden 2006. En BDT de 2000.



les scénarios de remblai, ce que ne permet pas un test de dominance stochastique de premier ordre.

### 2.5.2. Analyse multicritères

L'analyse multicritères (AMC) peut être utilisée pour comparer selon une série de critères différents scénarios concernant les politiques ou les projets qui pourraient être mis en œuvre. Ces critères peuvent être mesurés en termes monétaires ou non monétaires et même en termes qualitatifs. Les décideurs peuvent (avec parfois la participation des parties prenantes) assigner des coefficients de pondération aux différents critères, puis calculer quel est le meilleur scénario (Nijkamp *et al.*, 1990). L'assignation de coefficients de pondération peut être un processus très long et source de controverses, mais elle n'en peut pas moins, lorsqu'elle est menée à bien de façon satisfaisante, considérablement accroître l'efficacité de l'AMC, puisqu'elle permet de ramener le problème à une unique dimension. Cette approche se distingue des autres méthodes de mesure multidimensionnelles en ce sens que les coefficients de pondération peuvent être directement assignés par les parties prenantes.

Les effets de répartition peuvent être pris en compte dans l'AMC par le biais d'un ou plusieurs critères (tableau 2.11). Il peut par exemple s'agir d'une augmentation de l'emploi, de l'accès de certains groupes aux ressources naturelles, de l'évolution du niveau de revenu de certains groupes parties prenantes ou de certaines régions, ou encore des bénéfices à l'échelle mondiale et locale. Les coefficients de pondération assignés aux critères sociaux détermineront dans quelle mesure les aspects sociaux et ceux relatifs à la répartition seront pris en considération dans le processus de décision.

Tableau 2.11. **Matrice d'analyse d'impact multicritères**

Critères	Scénario		
	A	B	C
Economique 1			
Économique 2			
<i>Social 1</i>			
<i>Social 2</i>			
Écologique 1			
Écologique 2			

#### **Exemple n° 1 : Analyse multicritères de la politique forestière australienne dans la région de Nouvelle-Galles du Sud (Proctor, 2000)**

Sur les 157 millions d'hectares de forêts que compte l'Australie, environ 20 pour cent sont couverts de forêts ombrophiles et de forêts claires

d'eucalyptus, qui constituent deux importantes sources de production de bois au sein du pays. Les autorités australiennes ont procédé à de vastes évaluations régionales pour déterminer la valeur des très nombreuses fonctions des forêts dont celle de la diversité biologique, des espaces naturels et des forêts anciennes, de même que leurs valeurs culturelles, autochtones et patrimoniales, ainsi que les conséquences socio-économiques. Cette évaluation vise à déterminer l'essentiel de la politique forestière australienne pour les 20 prochaines années. Ces évaluations ont produit une riche documentation pour chaque région et marqué le début d'un processus d'intégration qui devrait dans l'idéal permettre de comparer avec rigueur la valeur des différentes fonctions, économiques, environnementales et autres, des forêts pour éclairer la prise de décisions concernant la place qui doit être respectivement faite dans ces forêts aux zones protégées, aux zones exploitées et à celles affectées à d'autres usages.

Le « Forum forestier régional austral de Nouvelle-Galles du Sud » (New South Wales Southern Regional Forest Forum) a été mis en place pour que les parties prenantes de la région procèdent à un partage d'informations et formulent des recommandations lors de réunions périodiques. Une analyse multicritères a été effectuée avec la participation des membres du Forum afin de montrer comment ce type d'approche peut aider les autorités à mener à bien une évaluation systématique.

Trois sous-critères ont été établis pour l'analyse :

- Conservation des valeurs environnementales : biodiversité, forêts anciennes, espaces naturels, ressources en eau et en sols, réduction appropriée des risques, contribution des forêts aux cycles mondiaux du carbone, capacité de production, santé et vitalité des forêts.
- Sauvegarde des bénéfices économiques à long terme : capacité de production, santé et vitalité des forêts, valeur du bois d'œuvre, des minerais, des ruchers, ainsi que des autres produits, emploi et satisfaction des besoins des populations locales, loisirs et tourisme.
- Sauvegarde des valeurs sociales et culturelles : emploi et satisfaction des besoins des populations locales, loisirs et tourisme, domaine public national, valeurs culturelles et patrimoniales, et valeurs autochtones.

Le tableau 2.12 est le tableau des impacts pour les cinq options d'utilisation des forêts établi par le Forum.

Le processus d'analyse multicritères a montré que la plupart des membres du forum privilégiaient l'option 1, suivie de l'option 5. Ce résultat montre à quel point les priorités des membres du Forum sont polarisées et que c'est bien d'un arbitrage entre conservation et emploi qu'il s'agit dans le débat sur la gestion des forêts. Le résultat de l'analyse montre que les solutions de compromis telles que les options 2, 3, ou 4 pourraient n'être acceptées par

Tableau 2.12. **Tableau des impacts de cinq possibilités d'utilisation des forêts**

Indicateur	Option 1	Option 2	Option 3	Option 4	Option 5
Volume de grumes de sciage pour les 20 prochaines années (m <sup>3</sup> )	32 000	35 000	45 000	55 000	65 000
Objectifs réalisables effectivement atteints dans les réserves spéciales (%)					
Écosystèmes forestiers	80	67	62	61	60
Forêts anciennes	73	55	52	52	52
Faune	79	73	72	68	66
Flore	84	74	71	67	63
Espaces naturels protégés (%)	90	88.5	88.1	87.7	87.2
Zones du domaine public national protégées					
	Toutes	Toutes	Toutes	Certaines	Certaines
Valeurs générées par le domaine public national					
	Élevées	Élevées	Élevées	Moyennes	Faibles
Nombre total d'emplois directs dans les scieries					
	140-145	144-151	172-180	195-200	213
Nombre total d'emplois dans l'abattage et le transport					
	36	38	43	50	55
Valeur de la production brute (m AUD)					
	15.5-16.5	16.4-17.6	19.3-22.3	22.2-25.4	25.0-27.6
Évolution des autres types d'emploi					
	-48	-33	+16	+69	+115
Valeur de la production brute totale (m AUD)					
	3 327.6	3 329.1	3 333.8	3 338.6	3 343.2

Source : Proctor, 2000.

aucune des parties prenantes, puisque nulle d'entre elles ne s'avère très satisfaisante, que ce soit en termes de conservation ou d'emploi (même si la mise en œuvre de l'une des options extrêmes risque de susciter une opposition extrême de la part de la minorité).

Cet exemple illustre l'intérêt d'une analyse multicritères pour mettre en évidence les arbitrages entre les divers critères – économiques, sociaux et relatifs à la biodiversité – dans les différents scénarios. Le scénario dont la mise en œuvre est préconisée est déterminé en fonction des intérêts et des attitudes des parties prenantes impliquées. Dans ce cas l'option privilégiant la conservation de la nature réduit l'emploi dans la région, d'où un conflit entre les critères socio-économiques et ceux relatifs à la gestion de la nature.

### **Exemple n° 2 : Analyse multicritères avec la participation des parties prenantes dans le Parc marin du récif de Buccoo, à Tobago (Brown et al., 2001)**

L'analyse multicritères est adaptée aux écosystèmes complexes ouverts à de multiples utilisations comme peuvent l'être les zones marines protégées, où de très nombreux utilisateurs différents se trouvent manifestement en

concurrence et où les aspects écologiques et ceux en rapport avec l'économie sont liés et interdépendants. Les chercheurs ont eu recours à une analyse multicritères dans le Parc marin du récif de Buccoo à Tobago et ils ont associé les parties prenantes à toutes les étapes de celle-ci (ils ont baptisé leur méthode « analyse des arbitrages »). Une analyse des parties prenantes a été effectuée et les critères sociaux, économiques et écologiques ont été identifiés. Les impacts de quatre scénarios de développement ont été évalués selon ces critères, et des coefficients de pondération ont été assignés par les parties. Ces scénarios étaient les suivants : A. développement limité du tourisme sans gestion complémentaire de l'environnement, B. développement limité du tourisme et gestion complémentaire de l'environnement, C. expansion du tourisme sans gestion complémentaire de l'environnement ; et D. expansion du tourisme et gestion complémentaire de l'environnement. Le tableau 2.13 présente la matrice des impacts estimés des quatre scénarios.

Tableau 2.13. **Matrice des impacts estimés**

Critères	Scénario			
	A	B	C	D
<i>Économiques</i>				
(1) Recettes économiques pour Tobago (millions USD)	9	11	17	19
(2) Agrément tiré du parc par les visiteurs (millions USD)	1.2	2.5	0.9	1.7
<i>Sociaux</i>				
(3) Emploi local (nombre d'emplois)	2 500	2 600	6 400	6 500
(4) Bénéfices pour le secteur informel (note attribuée)	5	4	3	2
(5) Accès de la population locale (note attribuée)	6	5	6	7
<i>Écologiques</i>				
(6) Qualité de l'eau ( $\mu\text{g N l}^{-1}$ )	1.5	1.4	2.2	1.9
(7) Santé des prairies sous-marines (g de matière sèche par $\text{m}^2$ )	18	19	12	15
(8) Viabilité du récif corallien (% de corail vivant)	19	20	17	18
(9) Santé des mangroves (ha)	65	73	41	65

Source : Brown et al. 2001.

Les résultats ont révélé un consensus en faveur de l'option B, c'est-à-dire d'un développement limité du tourisme aux alentours du parc assorti de la mise en œuvre d'une gestion complémentaire de l'environnement. Le tableau 2.14 indique les coefficients de pondération attachés par les parties prenantes aux différents critères. Il montre que les préoccupations sociales bénéficient d'un coefficient de pondération plus élevé que les critères de croissance économique, mais moins élevé que celui attaché aux critères relatifs à la santé des écosystèmes.

Cette analyse met en lumière que des arbitrages doivent d'ordinaire être opérés dans les différents scénarios entre les critères économiques, sociaux et écologiques. Des problèmes de répartition peuvent en l'occurrence être

Tableau 2.14. **Coefficients de pondération attachés par les parties prenantes aux différents critères**

Parties prenantes	Croissance économique	Préoccupations sociales	Santé des écosystèmes
Conseil du village de Bon-accord	22	32	47
Conseil du village de Buccoo	25	35	40
Services de l'Assemblée de Tobago	19	29	52
Pêcheurs	18	40	43
Utilisateurs récréatifs	9	32	59
Organisateurs de visites du récif	27	32	42
Entreprises de sports aquatiques/ de plongée	23	15	63

Source : Brown et al. 2001.

identifiés dans le domaine économique comme au plan social. Si le plus haut degré de priorité est attaché à la santé des écosystèmes, comme tel est ici le cas, la croissance économique et l'emploi sont moindres dans le scénario auquel est accordée la plus grande préférence. Un processus participatif peut permettre de rendre cette issue acceptable pour les parties prenantes locales (tous ont fait passer la santé des écosystèmes avant les préoccupations sociales et la croissance économique).

**Exemple 3 : Utilisation d'outils multicritères d'aide à la décision dans les zones humides de la réserve naturelle de Šúr, en Slovaquie (Chobotova et Klunkova-Oravska, 2006)**

Créée en 1952, la réserve naturelle de Šúr est une des plus anciennes zones protégées de la République slovaque. Elle se situe dans le sud-ouest de la Slovaquie, entre les Petites Carpates et la plaine du Danube, à 20 km de la capitale, Bratislava. Cette réserve renferme une forêt d'aulnes, des marais et des marécages. Une analyse au moyen d'outils d'aide à la décision multicritères a été entreprise par les experts et les parties prenantes en vue de réunir des informations utiles à l'élaboration et à la mise en œuvre collectives d'un plan de gestion durable de la réserve naturelle de Šúr. Les principales parties prenantes étaient des représentants de l'administration nationale responsable de la réserve naturelle, le bureau local de l'agence de protection de la nature, la municipalité locale, des ONG, la station de recherche, ainsi que les propriétaires de maisons de vacances. La procédure s'est déroulée comme suit : 1) élaboration de scénarios hypothétiques pour le développement futur de la réserve naturelle ; 2) réalisation d'analyses par les parties prenantes (analyse des conflits) en vue d'étudier la structure du pouvoir et des intérêts ; 3) réalisation par les experts d'analyses multicritères des principaux conflits et problèmes ; et 4) comparaison des avis d'experts et du point de vue des parties prenantes.

Les options ci-dessous ont été évaluées par les parties prenantes :

- A0 – Statu quo : les utilisations actuelles seraient maintenues sans aucune modification des pratiques de prise de décision, de gestion, ou de conservation de la nature, et la communication entre les parties prenantes demeurerait limitée.
- A1 – Gestion intégrée de la réserve axée sur une prise de décision collective (par la municipalité et l'administration nationale responsable de la réserve naturelle), l'accent étant mis sur la conservation de la nature et le tourisme durable au profit du développement économique.
- A2 – Gestion intégrée de la réserve, l'administration nationale responsable de la réserve naturelle étant l'organe officiellement compétent (après achat des terres aux propriétaires privés, tous les pouvoirs en matière de conservation de la nature et de développement économique sont transférés à l'administration nationale).
- A3 – Option axée sur une stricte conservation et exclusivement tournée vers la recherche et l'enseignement.
- A4 – Abolition de la réserve naturelle, développement économique sans entraves et renoncement à la conservation de la nature, ce qui exclurait la réserve des programmes et réseaux internationaux de zones protégées, et notamment de la liste de Ramsar.

Les répondants ont évalué chaque option en utilisant une échelle de un à cinq (5 = très bon ; 4 = bon ; 3 = moyen ; 2 = mauvais ; 1 = très mauvais).

L'option A2 (la gestion intégrée de la réserve naturelle sous l'égide de l'État) est arrivée en tête (27 % des votes), suivie par l'option A1 (un transfert de compétences au profit d'une prise de décision collective) (26 %). L'option axée sur la conservation (A3) a atteint 21 % et celle du statu quo (A0) seulement 17 %. L'abolition de la réserve naturelle et le développement économique sans entraves de la zone protégée (A4) a quant à elle obtenu 9 %. Les positions des diverses parties prenantes sont toutefois très contrastées. La gestion intégrée du parc assortie d'une prise de décision collective (A1) bénéficiait d'une évaluation positive de la part de toutes les parties prenantes, à l'exception du bureau local, de l'administration responsable de la réserve naturelle et de la station de recherche. Le conservatisme de ces trois parties prenantes (qui accordent toutes un degré de priorité élevé à l'option A3) paralyse actuellement la réforme du mode de gestion de la réserve naturelle. Le mode de gestion aujourd'hui en place (option A0) n'en est pas moins jugé inapproprié par l'ensemble des parties prenantes et des experts.

L'application de l'AMC a joué un rôle essentiel dans la prise de conscience de la nécessité d'un processus de prise de décision qui permette de jeter un pont entre les deux grandes coalitions antagonistes : les partisans de la conservation qui rejettent toute forme de gestion et d'autre part les tenants de

la gestion intégrée (groupe favorable à la coopération), qu'elle soit collective ou assurée par l'État.

### **2.5.3. Étude d'impact social assortie d'une analyse des parties prenantes**

Toute politique en rapport avec la biodiversité peut être évaluée selon des critères sociaux mettant en évidence comment elle affectera les différents secteurs économiques ou les différents groupes sociaux. L'étude d'impact social (EIS) peut être considérée comme une méthode « globale » intégrant toutes celles précédemment décrites.

Les impacts sociaux d'une politique de la biodiversité dont la mise en œuvre est envisagée peuvent être évalués par secteur économique. Les secteurs les plus affectés pourraient être l'agriculture, la pêche, la chasse, la gestion de l'eau, les transports, l'énergie, les industries extractives, le secteur pétrolier, la chimie et l'industrie pharmaceutique, ainsi que le tourisme. Le volume des recettes et des bénéfices générés par ces secteurs pourrait ne pas être le même si leurs activités sont soumises à des restrictions temporelles ou du point de vue de leur ampleur, ou s'il leur est fait obligation d'indemniser tout dommage environnemental causé par eux. Seule une prise en considération intégrale de la totalité des impacts peut garantir que la société opère véritablement un choix éclairé.

Les effets sur les populations locales et sur l'ensemble de la collectivité peuvent être mesurés de différentes façons, par exemple :

- Par régions (la réglementation proposée aura différents effets sur les régions qui possèdent les ressources naturelles de plus grande valeur).
- Par catégories de revenu (les droits d'entrée dans les parcs nationaux peuvent par exemple avoir des effets différents sur les ménages selon le niveau de leurs revenus).
- Par catégories professionnelles (lorsque les industries sont soumises à des restrictions et que leur migration risque de causer des problèmes d'emploi).

L'étude d'impact peut être assortie d'une matrice indiquant les principales parties prenantes concernées par la politique dont la mise en œuvre est envisagée, les principaux intérêts des différents groupes, leur influence potentielle sur le processus, leurs relations avec les autres groupes, de même que les attitudes qu'ils pourraient adopter durant les négociations. Un exemple d'une telle matrice est présenté au tableau 2.15.

#### **Exemple : Intérêts des parties prenantes associées aux activités de conservation dans le Parc national royal de Bardia, au Népal (Brown, 1998)**

Le Parc national royal de Bardia couvre une superficie de 968 km<sup>2</sup> dans la région moyen-occidentale du Népal. Formé d'une forêt de sals et de zones de

Tableau 2.15. **Matrice d'évaluation des parties prenantes**

Groupes parties prenantes	Caractéristiques (influence potentielle/ relations avec les autres groupes)	Principaux intérêts (soutenir/s'opposer)	Principale influence exercée sur le groupe par la politique envisagée	Coûts et bénéfices économiques de la politique envisagée
Partie prenante 1				
Partie prenante 2				
Partie prenante 3				
Partie prenante 4				

prairies, il offre un habitat à un certain nombre d'espèces menacées à l'échelle mondiale, dont le tigre du Bengale et le rhinocéros unicolore d'Asie. Depuis les années 90, l'occupation et la culture des sols se sont intensifiées et les conflits entre la conservation et la production agricole se sont accrus. Cette étude de cas a identifié les différentes parties prenantes et les divers groupes d'intérêt associés à la conservation de la biodiversité et elle a analysé les solutions qu'elles devraient privilégier. Le tableau 2.16 récapitule les principales caractéristiques des groupes d'intérêt locaux.

L'analyse montre que les politiques de la biodiversité risquent d'affecter diversement les groupes parties prenantes. Bien que de nombreuses parties prenantes locales utilisent la biodiversité à des fins de subsistance et à des fins commerciales, les politiques de conservation risquent d'avoir des effets redistributifs négatifs auxquels les pouvoirs publics devront faire face. La matrice des parties prenantes aide à identifier les principaux groupes, leurs intérêts, ainsi que les moyens et le pouvoir dont ils disposent.

## 2.6. Résumé et comparaison

Le tableau 2.17 compare les principales méthodes utilisées pour mesurer les effets redistributifs des politiques de la biodiversité et décrit dans quels cas elles semblent le mieux convenir.

Ce tableau montre que l'applicabilité d'une méthode donnée dépend de la politique considérée, de l'échelle géographique, ainsi que des données disponibles. C'est un des messages essentiels qui ressort des études sur l'évaluation des impacts sur la répartition : la méthode choisie ne peut être dissociée de la mesure analysée.

Si les budgets d'évaluation des politiques bénéficient d'un financement adéquat, plusieurs méthodes peuvent être utilisées en conjugaison. Cela fournit d'une part aux décideurs de solides données empiriques pour éclairer leurs choix. Le processus de collecte d'informations nécessaire pour avoir recours à des formes plus larges et plus générales d'évaluation du bien-être est par ailleurs tout à fait compatible avec les approches consultatives et



Tableau 2.16. **Matrice des parties intéressées, Parc national royal de Bardia**

Groupe	Échelle d'influence	Source de pouvoir	Intérêts/objectif	Moyens
Population autochtone	Locale	Très limitée	Sauvegarde des moyens de subsistance, utilisation des zones protégées pour subvenir aux besoins de subsistance, échange restreint de produits ; chaume, fourrage, matériaux de construction, combustibles, ressources alimentaires sauvages, plantes médicinales, chasse et pêche	Agriculture de subsistance, commercialisation restreinte, extraction légale et illégale de ressources des zones protégées
Agriculteurs immigrés	Locale	Limitée	Sauvegarde des moyens de subsistance, utilisation des zones protégées pour subvenir aux besoins de subsistance, chaume, fourrage, combustibles, matériaux de construction	Agriculture de rapport et de subsistance, extraction légale et illégale de ressources des zones protégées
Entrepreneurs locaux	Locale	Beaucoup occupent des postes officiels à l'échelle locale	Profit, activité commerciale, éventail de petites entreprises basées ou non sur le tourisme	Petites entreprises qui achètent et vendent aux touristes
Concessions touristiques	Nationale/ internationale dans certains cas	Lobbying/peuvent occuper des postes officiels	Profit, activité commerciale, expansion, une part des recettes peut provenir de l'étranger, contrôle des touristes passant la nuit dans les zones protégées	Recettes touristiques, concessions accordées par les pouvoirs publics
Organismes de conservation publics	Nationale	Fonctions administratives et de contrôle	Sauvegarder la faune et la flore sauvages et favoriser le développement du tourisme	En veillant au respect des frontières du parc et en imposant des amendes
Groupes de pression écologistes	Locale, nationale, certains liens internationaux	Lobbying, peuvent avoir des relations personnelles, financement international	Conserver la biodiversité mais en prenant en considération les moyens de subsistance de la population locale	Lobbying, publicité
Organismes internationaux de défense de l'environnement	Internationale	Financement, éco-conditionnalité	Conserver la biodiversité, intérêt limité pour le bien-être humain	Droit international, lobbying

Source : D'après Brown, 1998.

participatives du type de celles préconisées dans le chapitre 6. D'autre part, les études sur l'évaluation des impacts sur la répartition font également apparaître que les mesures de l'inégalité ne sont pas infaillibles : un projet peut diminuer l'inégalité d'après une certaine méthode de mesure tout en l'accroissant d'après une autre. Des coefficients de pondération différents doivent donc être implicitement ou explicitement attachés aux diverses

Tableau 2.17. **Atouts et inconvénients des principales méthodes utilisées pour mesurer les effets redistributifs des politiques de la biodiversité**

Méthode	Atouts	Inconvénients	Applications	Exemples
Mesures de l'égalité de la répartition des revenus (courbe de Lorenz, coefficient de Gini)	Illustration graphique et mesure numérique de l'égalité	Ne peut être utilisée dans une situation très complexe. Elle nécessite beaucoup de données statistiques	Peut être utilisée en lien avec un groupe bien défini	Mesures des effets sur l'égalité de la répartition des revenus de la privatisation des mangroves au Vietnam
ACB élargie (par groupe partie prenante)	Produit des résultats quantitatifs par groupe partie prenante	Nécessite d'abondantes données statistiques	Au niveau national et local lorsque les catégories de revenu ou les groupes parties prenantes peuvent être aisément identifiés Lorsqu'une évaluation monétaire des coûts et des bénéfices est possible	Trois scénarios potentiels pour le Parc national de Ream, au Cambodge Trois scénarios pour le Parc national de Leuser, à Sumatra
Matrice de comptabilité sociale (MCS)	Retrace les flux de revenus d'un secteur vers les autres	Nécessite d'abondantes données statistiques et constitue une méthode assez complexe Problématique si les informations financières font défaut	Peut être utilisée dans un contexte local, régional et national	Effets de répartition de différents modes de gestion des forêts de la région des Grands lacs supérieurs aux États-Unis
Coefficients de pondération du point de vue de la répartition	Permet de comparer sur une échelle commune l'efficacité et les impacts sur la répartition	Nécessite d'abondantes données statistiques et bon nombre d'hypothèses quant à la forme de la fonction d'utilité	Au niveau national et local lorsque les catégories de revenu ou les groupes parties prenantes peuvent être aisément identifiés Lorsqu'une évaluation monétaire des coûts et des bénéfices est possible	Livre vert du Royaume-Uni
Indice d'inégalité d'Atkinson	S'appuie sur les jugements de valeur au sujet du bien-être social	N'a été utilisé que dans l'étroit domaine des études sur le revenu. Son applicabilité aux politiques de la biodiversité reste à démontrer	Peut être utilisée au niveau international, national et local dès lors que l'application des jugements normatifs est plausible dans le contexte choisi	Aucun exemple n'est encore disponible concernant les politiques de la biodiversité
Analyse des effets sur l'emploi	Méthode originale de mesure directe du taux d'emploi	Les variations du revenu ne peuvent être mesurées par cette méthode. Elle ne peut rendre compte des autres effets sociaux. Elle peut occulter d'importantes dimensions telles que la nature des emplois, l'adéquation entre l'offre et la demande de qualifications ou les frictions sur le marché du travail	Dans les zones rurales, lorsque les variations de l'emploi sont plus importantes que celles des niveaux de revenu	Mesure de l'impact sur l'emploi de différentes activités agricoles au Yucatan, au Mexique

**Tableau 2.17. Atouts et inconvénients des principales méthodes utilisées pour mesurer les effets redistributifs des politiques de la biodiversité (suite)**

Méthode	Atouts	Inconvénients	Applications	Exemples
État de santé des enfants	Méthode originale de mesure directe de l'état nutritionnel des enfants	L'état nutritionnel des enfants dépend de beaucoup de facteurs. De précédents calculs se sont heurtés à des problèmes statistiques, entre autres	Dans les pays en développement, où il est difficile d'utiliser d'autres mesures et où la nutrition peut être directement lié aux politiques de protection de la biodiversité	Mesure de l'état nutritionnel des enfants dans les zones marines protégées aux Philippines
Analyse de la dominance stochastique	Analyse multidimensionnelle de la répartition du bien-être (non seulement du revenu et du patrimoine, mais aussi d'autres éléments tels que l'éducation ou la santé)	Nécessite des hypothèses hardies concernant la façon dont les différentes dimensions sont liées au bien-être, et des coefficients de pondération sociaux doivent être attachés à chacune des dimensions	Peut être utilisée au niveau local, régional ou national	Utilisation de l'Indicateur de développement humain des Nations Unies
Analyse multicritères (AMC)	Un large éventail d'effets de répartition peut être mesuré à l'aide des critères socio-économiques : le niveau de mesure ne constitue pas un problème. Peut servir de base à un dialogue plus poussé avec les parties prenantes et à une évaluation des arbitrages à effectuer	Les résultats dépendent pour une très large part des coefficients de pondération attachés aux différents critères (ces coefficients de pondération étant attribués par les experts, les parties prenantes ou les décideurs)	Au niveau local, régional ou national, dans les cas complexes où il doit être tenu compte de nombreux critères et où certains des effets ne peuvent être mesurés en termes monétaires	Politique forestière australienne Parc marin du récif de Buccoo, à Tobago Zones humides de la réserve naturelle de Šúr, en Slovaquie
Étude d'impact social EIS	Évaluation des impacts sur les parties prenantes et des effets de répartition Toutes les autres méthodes peuvent être utilisées pour l'évaluation	Parfois superficielle : pâtit du manque de données monétaires (à moins de disposer d'informations ou d'indicateurs clairs)	En toutes circonstances, au niveau local, régional et national	Analyse des parties prenantes dans le Parc national royal de Bardia, au Népal

mesures. Il est certes vrai que ces coefficients doivent être en théorie conformes aux préférences de la société en matière d'arbitrage entre les différentes dimensions du bien-être (Trannoy, 2003), mais ils n'en comporteront pas moins une part d'arbitraire et demeureront de par leur nature même une source de conflits.

Dans le présent chapitre nous avons passé en revue diverses méthodes permettant d'évaluer les effets redistributifs des politiques de la biodiversité.

Dans le prochain chapitre, nous nous pencherons sur certains de ces effets, en effectuant une analyse statique d'un « instantané » correspondant à une situation à un moment donné. Dans le chapitre 4 nous les examinerons dans une perspective intertemporelle, mettant en évidence l'impact sur les différentes générations.

### Notes

1. L'économie du bien-être est une méthode d'évaluation de la désirabilité des différentes issues envisageables fondée sur la philosophie utilitariste (Hanley et Spash, 1993).
2. Supposons pour prendre un exemple simple que les pouvoirs publics aient à collecter un volume de recettes préétabli. Supposons en outre que deux groupes puissent être taxés pour réunir les recettes nécessaires et qu'ils disposent l'un et l'autre de revenus similaires. Si les pouvoirs publics décident de ne taxer qu'un seul de ces groupes, la perte de bien-être subie par celui-ci sera en règle générale supérieure à la perte globale qui résulterait de la taxation des deux groupes à un taux plus modéré.
3. Ces quintiles correspondent à 1/5, 2/5, 3/5 et 4/5 sur la distribution de fréquences.

## 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](http://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](http://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](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 Change* 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/](http://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<sup>e</sup> 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<sup>er</sup>-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](http://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](http://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](http://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](http://www.riverdialogue.org).

- River Dialogue (2004), *River Dialogue Newsletter* 2, avril 2004, [www.riverdialogue.org](http://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<sup>er</sup> 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
<b>PARTIE I. COMPRENDRE LES EFFETS REDISTRIBUTIFS DES POLITIQUES DE LA BIODIVERSITÉ</b> .....	23
Chapitre 1. <b>Introduction</b> .....	25
1.1. Raison d'être de l'étude .....	27
1.2. Objectifs et structure de l'ouvrage .....	35
Chapitre 2. <b>Méthodes de mesure des effets redistributifs des politiques de la biodiversité</b> .....	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. <b>Les effets redistributifs des politiques de la biodiversité : analyse statique</b> .....	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. <b>Les effets redistributifs des politiques de la biodiversité : analyse dynamique</b> .....	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
<b>PARTIE II. RÉSOUDRE LES PROBLÈMES DE RÉPARTITION</b> .....	131
Chapitre 5. <b>Les politiques de la biodiversité doivent-elles contribuer à résoudre les problèmes de répartition ?</b> .....	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
<b>PARTIE III. INTÉGRER LES QUESTIONS DE RÉPARTITION DANS LES POLITIQUES DE LA BIODIVERSITÉ : ASPECTS PRATIQUES .....</b>	<b>171</b>
<b>Chapitre 6. Approches procédurales : communication, participation et résolution des conflits .....</b>	<b>173</b>
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
<b>Chapitre 7. Approches institutionnelles : droits de propriété, droits à indemnisation et partage des bénéfices .....</b>	<b>209</b>
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
<b>Chapitre 8. Combinaison d'approches institutionnelles et procédurales : participation des communautés aux décisions de gestion ..</b>	<b>235</b>
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
<b>Chapitre 9. Résumé et conclusions .....</b>	<b>257</b>
<b>Bibliographie .....</b>	<b>263</b>
<b>Annexe A. Tableau récapitulatif des études de cas .....</b>	<b>283</b>
<b>Liste des encadrés</b>	
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

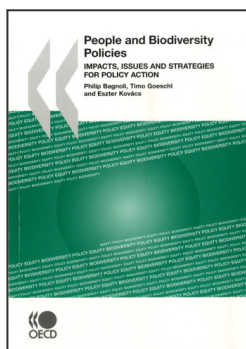
0.1. Classification des instruments d'action .....	15
0.2. Avantages et inconvénients des principales méthodes de mesure des effets redistributifs des politiques de la biodiversité	17
1.1. Réserves extractives en Amazonie .....	33
2.1. Contribution des sources de revenus à l'inégalité .....	47
2.2. ACB 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
 <b>Liste des graphiques</b>	
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), « Méthodes de mesure des effets redistributifs des politiques de la biodiversité », dans *People and Biodiversity Policies : Impacts, Issues and Strategies for Policy Action*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264034334-3-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](mailto: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](mailto:info@copyright.com) ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) [contact@cfcopies.com](mailto:contact@cfcopies.com).