



---

## La gestion des ressources renouvelables : vers une gestion patrimoniale des écosystèmes

*Gestión de recursos renovables: hacia una gestión patrimonial de los ecosistemas*

*Renewable resource management: toward an heritage approach management of ecosystems*

**Francisco Neira Brito**

---



### Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/bifea/5843>

DOI : 10.4000/bifea.5843

ISSN : 2076-5827

### Éditeur

Institut Français d'Études Andines

### Édition imprimée

Date de publication : 1 avril 2004

Pagination : 167-191

ISSN : 0303-7495

### Référence électronique

Francisco Neira Brito, « La gestion des ressources renouvelables : vers une gestion patrimoniale des écosystèmes », *Bulletin de l'Institut français d'études andines* [En ligne], 33 (1) | 2004, mis en ligne le 08 avril 2004, consulté le 01 décembre 2020. URL : <http://journals.openedition.org/bifea/5843> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/bifea.5843>

---



Les contenus du *Bulletin de l'Institut français d'études andines* sont mis à disposition selon les termes de la licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International.

## LA GESTION DES RESSOURCES RENOUVELABLES : VERS UNE GESTION PATRIMONIALE DES ÉCOSYSTÈMES\*

Francisco NEIRA BRITO\*\*

### Résumé

Cet article analyse et critique les approches de gestion biologique et économique des ressources naturelles traditionnellement appliquées. Sont présentées des alternatives à ces modèles, basées sur l'institutionnalisme et l'approche de gestion patrimoniale. Ce cadre théorique devrait favoriser la mise en œuvre d'une gestion viable des écosystèmes.

**Mots clés :** *Économie écologique, gestion patrimoniale, institutionnalisme, biologie de la conservation.*

### GESTIÓN DE RECURSOS RENOVABLES: HACIA UNA GESTIÓN PATRIMONIAL DE LOS ECOSISTEMAS

### Resumen

Este artículo analiza y critica los modelos de gestión biológica y económica de recursos naturales tradicionalmente aplicados. Se presentan alternativas a estos modelos, basados en el institucionalismo y el manejo patrimonial, los que constituirían un marco teórico que viabilice la gestión de recursos naturales en los ecosistemas.

**Palabras claves:** *Economía ecológica, gestión patrimonial, institucionalismo, biología de la conservación.*

### RENEWABLE RESOURCE MANAGEMENT: TOWARD AN HERITAGE APPROACH MANAGEMENT OF ECOSYSTEMS

### Abstract

This paper analyses and criticizes traditional approaches to biological and economic management of natural resources. Alternative approaches are presented based on institutionalism

---

\* Mes remerciements vont à Jean-Pierre Revéret (directeur de recherche), directeur du programme de maîtrise en sciences de l'environnement de l'Université du Québec à Montréal ; à Édouard Buffière, Teodoro Bustamante et Guillaume Fontaine par leurs commentaires très appréciés ; et à l'Organisation des États Américains (OEA) pour le financement alloué pour cette recherche.

\*\* Institut des Sciences de l'Environnement, Université de Québec à Montréal. Isla Santa Fe 584 y Tomás de Berlanga, Quito, Équateur. E-mail: neira.francisco@courrier.uqam.ca

and heritage management; these constitute a theoretical framework for the implementation of appropriate natural resource use in ecosystems.

**Key words:** *Ecological economics, Heritage approach management, Institutionalism, Conservation Biology.*

« L'inventeur du jeu d'échec aurait refusé une récompense en dons d'argent de la part d'un roi, pour faire une demande d'apparence anodine : un grain de blé sur la première case de l'échiquier, deux sur la deuxième, quatre sur la troisième, huit sur la quatrième et ainsi de suite jusqu'à la dernière case. Les calculs effectués, le roi fut stupéfait de constater que la récompense demandée dépassait en volume la quantité de blé produite en un an sur toute la terre : il ne sut plus ce qu'il devait le plus admirer la finesse du jeu ou la subtilité de la récompense. » (Dextreit & Engel, 1984)

Cet exemple illustre une croissance exponentielle, selon laquelle une quantité se voit incrémenter à un pourcentage fixe par rapport à sa valeur initiale. La croissance de la population humaine est aussi un exemple de croissance exponentielle, dont le taux de croissance est actuellement de 1,35 % par an (Miller 2002).

Cette population humaine dépend de l'exploitation des ressources qu'elle obtient de l'environnement. Ces ressources sont classées en perpétuelles, renouvelables et non renouvelables. Une ressource perpétuelle est par exemple l'énergie solaire, laquelle dans une échelle de temps humaine est continuellement renouvelée. Une ressource renouvelable est celle qui peut être remplacée plus ou moins rapidement (depuis quelques heures jusqu'à quelques décennies), tels les forêts, les pâturages, les sols fertiles, l'eau, l'air. Enfin les ressources non renouvelables sont celles qui existent en quantité fixe, car seulement les processus géologiques peuvent les renouveler (depuis quelques centaines jusqu'à quelques milliers d'années). En conséquence ces ressources peuvent être consommées beaucoup plus vite qu'elles ne se renouvellent. Les ressources énergétiques comme le pétrole et le gaz naturel, les minéraux métalliques et non métalliques sont qualifiés de ressources non renouvelables (Miller, 2002).

Les ressources renouvelables sont essentiellement des ressources naturelles. Cependant, les ressources naturelles renouvelables peuvent être surexploitées ou dégradées si elles sont utilisées à un taux supérieur à leur taux de renouvellement naturel (Miller, 2002). Dans certaines conditions, les ressources renouvelables exploitées en commun sont particulièrement sujettes à ce phénomène (Takforyan, 2000).

*The Tragedy of the Commons* (Hardin, 1968) est devenue l'expression consacrée pour désigner cette situation. Hardin l'illustre par l'exemple d'un pâturage ouvert à tous, où chaque éleveur va essayer de mettre le plus grand nombre de têtes de bétail possible dans le but de maximiser son bénéfice. Chaque éleveur se posera la question suivante : quelle est l'utilité pour moi d'augmenter mon troupeau d'un animal ? La dimension positive de cette utilité est fonction de l'incrément d'un animal (+1), tandis que la dimension négative sera fonction du surpâturage (-1). Cependant, la dimension négative sera partagée par tous les éleveurs, et chaque exploitant en supportera une fraction de -1. L'éleveur rationnel conclura alors qu'il est dans son intérêt d'augmenter d'une tête, et d'une autre puis d'une troisième son troupeau et ainsi de suite. Cette

logique mène à l'épuisement du pâturage. Ce problème apparemment sans solution constituerait la tragédie des communaux, et serait responsable en partie de la crise de la biodiversité et de la surexploitation des ressources renouvelables en général.

La forêt tropicale est très sûrement la ressource naturelle qui pâtit le plus gravement d'une crise de la biodiversité prenant ses racines dans cette logique tragique (Smouts, 2001). Les écosystèmes montagneux font aussi partie des forêts tropicales (Churchill *et al.*, 1995). Les forêts andines sont comprises, en général, dans un gradient altitudinal qui varie entre 1 000 et 3 000 mètres au-dessus du niveau de la mer (Wester, 1995). La région andine est caractérisée par une grande diversité biologique (Mittermeier *et al.*, 1997).

Les communautés humaines paysannes occupent une place importante de l'espace physique et social des Andes (Cliche, 1995). Elles ont développé des relations ancestrales avec ces écosystèmes, ont été des usagers de leur biodiversité et ont su développer des connaissances pour les gérer rationnellement. Ces communautés sont régulées par un système de complémentarités et d'oppositions, de réciprocités et d'hostilités complexe et conflictuel. Ce système se reproduit dans une combinaison spatiale de travail paysan communautaire, lié à une production de subsistance. Les processus de socialisation dans les cultures andines sont orientés vers la collectivisation et non pas vers l'individualisation (Sanchez-Parga, 1989).

Ainsi, la mise en œuvre d'une gestion de ces écosystèmes est urgente. Dans ce sens, le premier objectif de cet article est de présenter les deux approches de gestion standards qui ont été appliquées. Le deuxième objectif est de proposer une approche de gestion alternative, la gestion patrimoniale, laquelle pourrait s'adapter plus convenablement aux caractéristiques sociales et écologiques des écosystèmes andins.

## 1. L'APPROCHE BIOLOGIQUE ET L'ÉMERGENCE DE LA BIOLOGIE DE LA CONSERVATION

De façon plus spécifique, et probablement en raison de l'urgence ressentie de lutter contre la déforestation, et en général contre la crise de la biodiversité, la prise de décision collective a été fortement influencée par le respect de critères écologiques (Lescuyer, 2000). Le principal critère écologique qui devrait être atteint lors d'une gestion biologique est le suivant : maintenir le taux de prélèvement d'une ressource à un niveau égal ou inférieur au taux d'accroissement naturel, sinon la pression humaine crée des dysfonctionnements et remet en cause la reproduction de la ressource (le stock) car la mortalité n'est plus compensée par la natalité. Ainsi, « la gestion de type biologique consiste à maintenir le stock de la ressource à un certain niveau jugé souhaitable » (Takforyan, 2000).

La gestion biologique cherche à atteindre deux objectifs non simultanés : la préservation et la conservation. La « préservation » correspond à l'exploitation nulle des ressources naturelles et qui doit entraîner un niveau de stock de la ressource égal à sa capacité de charge. Ce type d'objectif est généralement poursuivi dans le cas d'espèces très menacées, d'espèces uniques ou endémiques, d'espèces clés ou d'espèces emblématiques (Takforyan, 2000). La « conservation » est définie comme « la gestion de l'utilisation par l'homme de la biosphère de manière que les générations actuelles tirent le maximum d'avantages des ressources vivantes tout en assurant leur pérennité pour pouvoir satisfaire aux besoins et aspirations des générations futures » (UICN,

1980). La conservation a trois objectifs spécifiques : maintenir les processus écologiques essentiels et les systèmes entretenant la vie, préserver la diversité génétique et veiller à l'utilisation durable des espèces et des écosystèmes (UICN, 1980).

Sur le plan des politiques de gestion, les actions préconisées par la gestion biologique sont de deux ordres : d'un côté créer des aires protégées qui délimitent un espace de gestion et, de l'autre, définir des méthodes et critères techniques de régulation des stocks *via* les prélèvements (Takforyan, 2000).

Quant à la gestion des aires protégées, selon Smouts (2001), l'UICN a déterminé les catégories suivantes :

- Catégorie I : réserve naturelle intégrale/zone de nature sauvage (aire protégée gérée principalement à des fins scientifiques ou de protection des ressources sauvages) ;
- Catégorie II : parc national (aire protégée gérée principalement dans le but de protéger les écosystèmes à des fins récréatives) ;
- Catégorie III : monument naturel (aire protégée gérée principalement dans le but de préserver des éléments naturels spécifiques) ;
- Catégorie IV : aire de gestion des habitats ou des espèces (aire protégée gérée principalement à des fins de conservation, avec intervention au niveau de la gestion) ;
- Catégorie V : paysage terrestre ou marin protégé (aire protégée gérée principalement dans le but d'assurer la conservation de paysages terrestres ou marins et à des fins récréatives) ;
- Catégorie VI : aire protégée de ressources naturelles (aire protégée gérée principalement à des fins d'utilisation durable des écosystèmes naturels).

Quant à la régulation des prélèvements des ressources, plus spécifiquement forestières, depuis la conférence de Rio, la notion de gestion forestière durable s'est imposée dans le discours international, « elle porte sur les techniques d'exploitation de la forêt et se confond avec la sylviculture, avec une touche moderne mettant l'accent sur les techniques de récolte à impact réduit » (Smouts, 2001). La gestion forestière implique : formation des abatteurs et des conducteurs d'engins, inventaires des peuplements, cartographie et marquage des arbres à abattre, planification soignée de l'ouverture des routes et du réseau de débardage, planification des opérations de coupe, orientation de l'abattage en fonction de la localisation des tiges d'avenir et des perspectives de régénération, et, bien sûr, définition d'un diamètre optimal d'exploitabilité pour chaque espèce selon des critères écologiques autant que commerciaux, d'un volume maximal exploitable à l'hectare et d'un temps de rotation minimal (Smouts, 2001).

Quant au prélèvement de la faune vivant dans les forêts, quatre méthodes biologiques de régulation des stocks animaux sont identifiées par Takforyan (2000) : le *Culling*, c'est à dire une récolte ponctuelle d'animaux sauvages excédentaires ; le *Cropping*, qui implique des prélèvements réguliers d'animaux sauvages ; le *Ranching*, lequel est caractérisé par un élevage extensif d'animaux sauvages vivant en semi-liberté ; et finalement le *Farming*, ou élevage intensif d'animaux sauvages semi-domestiques.

Cependant, cette approche de gestion biologique est fortement critiquée, en particulier quant aux méthodes et aux critères techniques de prélèvement, dans le sens

où aucune des sciences appliquées traditionnelles ne saisirait l'intégralité des enjeux liés à la diversité biologique. L'agriculture, les forêts, la gestion des ressources naturelles et les pêcheries n'auraient su développer des méthodes de gestion que pour un petit rang d'espèces à des fins commerciales ou récréatives, généralement sans prendre en compte le rang complet d'espèces trouvées dans les communautés biologiques ou en considérant ce fait comme un enjeu secondaire (Primack, 2000).

Ainsi dans le contexte de la crise biologique mondiale, les années 1980 ont vu l'émergence de la discipline de la biologie de la conservation (Parizeau, 2001). Soulé (1985) définit la biologie de la conservation comme « une nouvelle discipline synthétique concernée par la biologie des espèces, des communautés et des écosystèmes perturbés directement ou indirectement par les activités humaines ou autres agents. » Il la perçoit comme une discipline de crise, celle de la biodiversité, et compare sa relation avec la biologie et plus particulièrement avec l'écologie, à celle entre la guerre et la politique. La biologie de la conservation est ainsi vue comme un acte qui précède la connaissance des faits (Soulé, 1985).

Primack (2000) identifie trois objectifs principaux de la biologie de la conservation : d'abord, faire de la recherche et décrire la diversité du monde vivant ; ensuite, comprendre les effets des activités humaines sur les espèces, les communautés et les écosystèmes ; enfin, développer des approches interdisciplinaires pratiques pour protéger et restaurer la diversité biologique.

Le même auteur considère que la biologie des populations, la taxonomie, l'écologie, l'écologie des paysages et la génétique constituent le noyau de la biologie de la conservation. La biologie de la conservation incorpore aussi des idées et des expériences en provenance du droit de l'environnement, de l'éthique environnementale (en fonction de la rationalité pour préserver les espèces et les habitats), des sciences sociales comme l'anthropologie, la sociologie et la géographie. Ces dernières disciplines sembleraient éclairer la biologie de la conservation quant aux méthodes appropriées pour encourager et éduquer les populations locales à protéger les ressources naturelles et les espèces qui se trouvent dans leur environnement immédiat. Enfin, l'économie écologique apporterait des analyses économiques pour établir la valeur de la diversité biologique et étayer les arguments pour la préservation, en contribuant à expliquer les mécanismes de dégradation environnementale.

La biologie de la conservation s'est dotée de quatre postulats fonctionnels (Soulé, 1985) fondés sur l'évidence, la théorie et l'intuition. Ils dérivent de l'écologie, de la biogéographie et de la génétique des populations pour maintenir la forme et la fonction des systèmes biologiques naturels. Le premier postulat établit que la plupart des espèces qui constituent les communautés naturelles sont des produits de processus co-évolutifs. Les corollaires de ce postulat impliquent la reconnaissance de l'interdépendance des espèces, du caractère hautement spécialisé de nombreuses d'entre elles, des conséquences à grande échelle que peuvent induire la disparition d'espèces clés, et du risque que l'introduction d'espèces généralistes exotiques fait peser sur la diversité.

Le deuxième postulat indique que la plupart, sinon tous les processus écologiques ont des seuils, en dessous et au-dessus desquels ils pourraient devenir discontinus, chaotiques ou être suspendus. Deux généralisations soulignent ce postulat : d'abord que la continuité temporelle des habitats et ses processus de succession naturelle dépendent de la taille des habitats, et ensuite que les envahisseurs réduisent la diversité.

En conclusion ce postulat permet de dégager que les taux de survie des espèces dans les réserves naturelles sont proportionnels à la grandeur de la réserve.

Le troisième postulat fait référence aux processus génétiques et démographiques, lesquels ont des seuils en dessous desquels les forces non adaptatives et probabilistiques commencent à s'imposer aux forces adaptatives déterministes des populations. En conséquence les populations polymorphes vont souffrir d'une perte chronique de *fitness* à cause d'une dépression endogame à partir d'une taille de population de 50 à 100 individus. La dérive génétique dans les petites populations sera la cause d'une perte progressive de variabilité génétique. Et finalement, la sélection naturelle sera moins effective dans les petites populations à cause de la dérive génétique et de la perte de variabilité adaptative génétique potentielle.

Enfin, le quatrième postulat fonctionnel implique que les réserves naturelles constituent un déséquilibre inhérent pour les organismes grands et rares, et ce pour deux raisons : d'abord les extinctions sont inévitables dans les habitats isolés de la grandeur d'une réserve, ensuite la spéciation pour les grands organismes ne va pas s'opérer dans les réserves, lesquelles sont presque toujours trop petites pour maintenir ces organismes isolés.

Selon le même auteur (Soulé, 1985), deux principales contributions auraient été faites par la Biologie de la Conservation jusqu'à présent : d'abord la reproduction d'espèces menacées et ensuite la contribution au design et à la gestion des zones de vie sauvage.

D'autre part selon Primack (2000), la biologie de la conservation chercherait, avant de pouvoir renverser les tendances à l'extinction des espèces, à comprendre les causes de ces extinctions. Dans ce but, la question qui se pose est la suivante : quels sont les facteurs qui poussent les hommes à procéder d'une façon aussi destructrice ? La réponse qu'il donne est déterminante : des raisons économiques. C'est pourquoi la biologie de la conservation accepte que les solutions à la crise de la biodiversité doivent aussi incorporer des principes économiques, ceux de l'économie écologique. Quant à la tragédie des communaux, pour Primack (2000) le coût de l'utilisation des ressources communautaires devrait être perçu comme faisant partie intégrale des coûts comme dans n'importe quel échange économique, au lieu d'être perçu comme une externalité.

Concernant les principes éthiques de la biologie de la conservation, selon Primack (2000), les postulats qui constituent le fondement ontologique des objectifs de la biologie de la conservation sont les suivants : la diversité d'espèces et des communautés biologiques devrait être **préservée** ; l'extinction définitive des populations et des espèces devrait être prévenue ; la complexité écologique devrait être maintenue ; l'évolution des espèces devrait continuer ; et finalement la diversité biologique a une valeur intrinsèque.

## 2. LES LIMITES DE LA BIOLOGIE DE LA CONSERVATION

*“ Several years ago, work opportunities brought us to southern countries where we discovered a completely different environment. It soon became apparent to us that the protection of the extraordinary diversity of life forms in the south could not be divorced from local people's use of their environment's resources for their subsistence. Thus, our concern for the tropical environment became entangled with a concern for human beings. ”* (Potvin & Seutin, 2001)

Cette citation résume la complexité à laquelle l'approche, préconisée par la biologie de la conservation, doit faire face surtout dans les pays du sud.

En conséquence, d'importantes questions éthiques se posent par rapport aux pratiques des biologistes de la conservation (Potvin & Seutin, 2001). Par exemple : est-ce que les actions de conservation constituent une nouvelle forme d'impérialisme ? Quelles sont les limites politiques qui accompagnent la mission de la conservation de la biodiversité ? Quelle devrait être la relation entre le biologiste de la conservation et son employeur corporatif ? Quelles sont les situations où les biologistes pourraient se trouver dans une problématique de conflit d'intérêts ?

Dans ce contexte, une première tension éthique inhérente à la mise en œuvre de la biologie de la conservation, constitue la réalisation de la protection de la biodiversité dans une zone donnée, sans ignorer la culture des communautés humaines qui y habitent, ainsi que son droit à l'utiliser. Le problème ici est celui de l'imposition d'une sorte de colonialisme. Cette théorie a été proposée par des scientifiques du sud (Potvin & Seutin, 2001). En effet, la biologie de la conservation propose des modèles spécifiques d'intervention pour conserver ou réintégrer la diversité biologique dans certaines zones. Ces zones pourraient être habitées à un plus ou moins grand degré par des communautés humaines. Donc, ces interventions ne sont pas des actions neutres car elles tendent à modifier non seulement l'environnement mais aussi les populations humaines présentes (Parizeau, 2001).

Le biologiste qui, sous l'influence de sa culture scientifique ne s'inquiète que des aspects biologiques de la conservation risque, sans le savoir, de privilégier un aspect du système social sur un autre. Le biologiste conclura qu'un cueilleur de plante, qui révère la nature, désire la voir conservée. Ce raisonnement excluant alors le fait que ce cueilleur, s'il respecte son milieu, souhaite toutefois l'exploiter et non le voir exclusivement protégé. L'action de préservation qui découlerait de cette perception limitée risquerait ainsi de favoriser les touristes étrangers par rapport aux cueilleurs. Cette situation serait inacceptable, car dans les pays du sud la reconnaissance du système social implique aussi la reconnaissance des besoins des communautés locales (Weeks *et al.*, 2001).

Comme résultat, les scientifiques et les communautés locales divergent généralement dans la définition des buts d'un projet. Les scientifiques privilégient les réponses à des questions scientifiques de base, tandis que la communauté aurait besoin de réponses à des problèmes comme le statut de propriété de la terre ou l'accès à des sources d'eau. Ainsi les populations locales pourraient avoir des problèmes pour comprendre l'intérêt de la recherche fondamentale, et des rôles restrictifs que les chercheurs se construisent pour eux-mêmes autour des problèmes communautaires (Weeks *et al.*, 2001).

Les biologistes qui travaillent dans les zones protégées habitées ou qui sont à la recherche d'alternatives pour certaines formes d'extraction, font face à des différents ensembles d'inquiétudes communautaires. Ces scientifiques devraient accepter le besoin d'un engagement à long terme avec la communauté, cependant ils pourraient ne pas avoir la compétence ou l'inclinaison nécessaire pour impliquer avec succès les membres de la communauté dans les projets de développement ou de conservation (Weeks *et al.*, 2001).

Quant aux limites politiques des biologistes de la conservation, il n'y a pas de possibilité d'échappatoire à l'anthropocentrisme : les êtres humains décident, parlent

et agissent au nom de la nature. Le consentement pour l'application des méthodes de la biologie de la conservation doit être aussi donné par la population. Le biologiste de la conservation n'est pas seul, ni dans le cas des méthodologies à appliquer, lesquelles demandent de la multidisciplinarité, ni dans les processus de prise de la décision. En conséquence, les biologistes de la conservation devraient comprendre et accepter les limites de leur connaissance et s'ouvrir à l'implication d'une communauté plus grande dans les processus de prise de décision par rapport à la biodiversité (Parizeau, 2001).

Concernant le conflit d'intérêts qui pourrait surgir de la relation entre les biologistes et les corporations qui les emploient, Parizeau (2001) approfondit ainsi la question :

*“Who are these people who give consent either to defend their own interests or to represent nature ?”*

Dans un contexte local, nous avons les populations, les organisations non gouvernementales, le gouvernement et la communauté internationale. Plusieurs problèmes éthiques pourraient émerger à cause des intérêts « divergents » de chacun. Le biologiste ne peut pas être seulement un technicien qui approche, apprend et agit par rapport à une partie donnée de la réalité. Sa responsabilité professionnelle est de proposer et d'exécuter des actions collectives qui mènent à la préservation de la diversité biologique (Parizeau, 2001).

Cependant, un scientifique qui veut continuer à faire de la recherche et à publier ses résultats, fait face à une pression grandissante pour maintenir un certain niveau d'accès aux subventions, dans le but de poursuivre des *hot research topics* en encadrant des étudiants des cycles supérieurs. Ces responsabilités par rapport à une université ou à une carrière professionnelle nuisent, par contre, à sa possibilité d'investir du temps dans des activités qui ne sont pas reliées à ses propres recherches ou à ses publications, comme la traduction de rapports dans la langue du pays hôte, l'encadrement des scientifiques locaux, donner des séminaires, discuter du projet avec ces scientifiques, et le design de projets pertinents pour les scientifiques du pays hôte (Weeks *et al.*, 2001).

Ces points de tension entre les valeurs scientifiques et l'humanisme doivent être confrontés par les biologistes de la conservation, lesquels doivent travailler avec les populations locales pour trouver des solutions (Weeks *et al.*, 2001), malheureusement les exemples abondent de crimes commis au nom de la protection de l'environnement qui sont autant de crimes contre les droits de l'homme (Smouts, 2001).

D'un point de vue plus « stratégique » voire éco-politique, la vision de la biologie de la conservation analysée antérieurement semble avoir des répercussions évidentes. En effet, en 1992, l'UICN proposait que chaque pays réserve au moins 10 % de ses forêts en parc national ou autres systèmes d'aires protégées. À Rio+5 le WWF s'est employé à faire accepter cet objectif par les nations rassemblées. Cependant la réalité est loin de coïncider avec l'ambition proclamée. En 1999, une étude publiée par l'UICN faisait apparaître que, dans dix pays forestiers importants, moins d'un quart des zones déclarées officiellement protégées étaient convenablement gérées et la plupart n'étaient pas gérées du tout (Smouts, 2001).

Dans beaucoup de pays, la détermination de vastes zones de protection n'est donc que pure apparence. D'où la prolifération de ce que l'on appelle les « parcs de papier ». En définitive les projets qui ont une chance de fonctionner correctement sont

des projets internationaux montés par des spécialistes en conservation expérimentés, disposant de collaborateurs bien formés, indépendants par rapport aux pouvoirs politiques locaux, soutenus par une grande institution internationale publique ou privée pendant une longue période. Et même dans ces conditions favorables les chances de succès ne sont pas garanties, car au cours du temps, les situations évoluent, les acteurs locaux se font plus exigeants, la négociation est permanente et la protection n'est jamais acquise. Et l'on passe insensiblement de la protection à l'exigence d'une gestion équitable : celle qui permettrait de répartir les revenus tirés de la conservation de façon à y intéresser les autorités et les populations locales et les convaincre que ce projet est bien le leur (Smouts, 2001).

En réponse aux inquiétudes présentées, la biologie de la conservation parle de « l'arrogance de l'humanisme » quand certains pensent que la science, la technologie ou les mécanismes sociaux peuvent résoudre les problèmes environnementaux (Stanley, 1995), ou de « déceptions » quand des alternatives différentes et plus acceptées que celles de la biologie de la conservation sont proposées (Willers, 1994).

### 3. L'APPROCHE ÉCONOMIQUE

« Prenons les six journées de la Genèse comme image pour représenter ce qui, en fait, s'est passé en quatre milliards d'années. Une journée égale donc à environ 660 millions d'années. Notre planète est née le lundi à zéro heure. Lundi matin, mardi, mercredi jusqu'à midi, la terre se forme. La vie commence mercredi midi et se développe dans toute sa beauté organique pendant les trois jours suivants. Samedi à quatre heures de l'après-midi seulement, les grands reptiles apparaissent. Cinq heures plus tard, à neuf heures du soir, lorsque les séquoias sortent de la terre, les grands reptiles disparaissent. L'homme n'apparaît qu'à minuit moins trois minutes, samedi soir. À un quart de seconde avant minuit le Christ naît. À un quarantième de seconde avant minuit, commence la révolution industrielle. Il est maintenant minuit, samedi soir, et nous sommes entourés de gens qui croient que ce qu'ils font depuis un quarantième de seconde peut durer indéfiniment. » (Barde, 1991)

Ce passage illustre l'inquiétude montrée par certains économistes par rapport à la problématique environnementale.

En réponse, les décennies des années 1970 et 1980 ont connu un riche foisonnement de réflexions théoriques et d'expériences pratiques dans le domaine de l'économie de l'environnement. Pour les économistes de l'environnement, l'approche par les prix se dégage comme étant indispensable, en dépit de ses imperfections, pour assurer une gestion économiquement rationnelle des ressources environnementales (Barde, 1991).

Ainsi, l'économie de l'environnement est fondée sur la méthodologie de l'économie néo-classique (Müller, 2001). Pour cette raison il nous semble nécessaire de réviser rapidement les caractéristiques du système économique, pour mieux comprendre la logique de l'économie de l'environnement :

1. Son point de départ est l'individualisme méthodologique et politico-normatif.
2. Il considère comme un acquis les comportements rationnels des individus.
3. L'objectif économique de l'individu est la maximisation de son utilité : l'utilitarisme.

4. Les individus interagissent par le biais d'échanges volontaires dans un marché.
5. La prétention d'Adam Smith quant à l'existence d'une « main invisible » est perçue comme suffisamment effective pour organiser ces processus d'échange entre les individus.
6. L'évaluation des biens et services qui échappent à l'appropriation individuelle a donné l'élan pour développer la théorie des externalités et des biens publics et a permis l'introduction de l'analyse du comportement stratégique entre les agents économiques.
7. À partir de Pigou, le concept de *government-assisted invisible hand* est accepté par les économistes, particulièrement dans les économies fortes.
8. Finalement, l'idée des contrats est revitalisée.

Au sein du système économique, l'environnement représente une source majeure de frictions car il donne lieu à des interactions entre agents qui sortent du cadre marchand habituel, interaction dénommées « externalités » (Barde, 1991). Les externalités sont appréhendées sous trois formes équivalentes :

1. La non prise en compte de l'ensemble des coûts sociaux, ou l'externalité correspond à l'écart entre le coût/bénéfice social imposé à la société et le coût/bénéfice privé.
2. L'absence de prix, c'est-à-dire à une utilisation gratuite de fonctions écologiques.
3. La mauvaise définition des droits de propriété, quand les ressources environnementales sont considérées comme libres et sans limites : n'étant pas l'objet d'un droit de propriété privée, elles donnent lieu à des relations hors-marché.

Dès lors, la gestion économique consiste à annihiler les effets perturbateurs de l'environnement, en « internalisant » les externalités (Barde, 1991). Pour le cas de la diversité biologique, les approches économiques conventionnelles se sont adaptées dans l'objectif d'atteindre son internalisation, cependant ils n'ont pas été développés spécifiquement pour prendre en compte la dynamique « vivante » de la biodiversité. Ainsi, les assomptions analytiques, les lignes de recherche, les solutions et en résumé tout le paradigme de l'économie environnementale à été transposé, *mutatis mutandis*, à la biodiversité (Revéret & Webster, 2002).

Une première approche d'internalisation de la biodiversité est l'évaluation économique par le biais du calcul de sa valeur économique totale (VET). La détermination de la VET dépend de l'expansion du concept de valeur pour considérer les composants de l'environnement naturel comme des « capitaux naturels » dans trois sens (Revéret & Webster, 2002) :

1. Ils peuvent être utilisés comme des facteurs de production dans une activité économique.
2. Ils sont sujets à une utilisation directe finale par les consommateurs.
3. Le maintien des écosystèmes naturels est un apport nécessaire au bien être individuel.

Pearce & Turner (1990) établissent la formule de la valeur économique totale d'une ressource naturelle comme suit :

VET= Valeur d'usage direct+valeur d'option+valeur d'existence

Où, les valeurs d'usage réelles sont celles qui impliquent la réalisation d'un bénéfice économique présent en fonction de l'usage de l'environnement ; les valeurs d'option sont perçues comme étant des bénéfices potentiels d'utilisation de l'environnement et se distinguent des valeurs d'usage direct. Quant aux valeurs intrinsèques, elles font référence aux valeurs qui sont associées à la nature des choses, en l'absence d'usage présent ou futur (Pearce & Turner, 1990).

Le concept de VET, devrait prendre en compte tous les bénéfices associés à la biodiversité au niveau génétique, spécifique et écosystémique. Ainsi, au niveau génétique la VET est fortement marquée par l'utilisation pharmaceutique, agricole et biotechnologique de la biodiversité. Au niveau des espèces, la VET s'intéresse principalement à celles ayant une valeur commerciale, selon les approches développées par l'économie des ressources naturelles dans le domaine des pêcheries et de la foresterie. Les progrès méthodologiques dans la mesure des valeurs de non-usage ont rendu possible l'assignation de valeurs, cependant préliminaires, aux écosystèmes et aux espèces sans intérêt commercial (Revéret & Webster, 2002).

Plusieurs techniques d'évaluation directe ou indirecte ont été utilisées dans le but d'établir la VET. Deux de ces techniques apparaissent comme les plus populaires : la méthode des coûts des voyages et l'évaluation contingente. La première méthode est fondée sur l'hypothèse selon laquelle des individus peuvent manifester une demande pour une zone de récréation à travers les coûts du voyage pour s'y rendre et y rester. La relation entre le coût total du voyage et le nombre de voyages effectués permet d'établir une courbe de la demande où le surplus du consommateur va se manifester. Des travaux récents ont élargi le domaine d'application de cette méthode aux plantes médicinales, en fonction du temps dépensé par les cueilleurs natifs pour pratiquer cette activité. Dans ce cas, le coût d'opportunité a été calculé en fonction de la comparaison du salaire moyen d'une journée de travail dans la zone. Cependant, à partir du moment où la méthode ne prend en compte que les coûts associés aux visiteurs, elle va mesurer la valeur d'usage direct de la zone en excluant les autres bénéfices possibles associés au site donné (Revéret & Webster, 2002).

Par contraste, le principal avantage de la méthode d'évaluation contingente est que celle-ci prend en compte tant les valeurs d'usage que celles de non-usage de la biodiversité. Cette méthode cherche à simuler une opération d'un marché « normal » en utilisant une étude qui va créer un marché hypothétique où les répondants vont révéler ses préférences pour certains biens non-marchands. Une explication relative aux conséquences d'un événement sur la biodiversité est fournie aux répondants, stimulant ces derniers à exprimer leur consentement à payer ces conséquences. La valeur totale associée au changement dans la disponibilité d'un bien environnemental est alors définie par la somme des consentements à payer des individus concernés. L'évaluation contingente est alors conforme au principe de souveraineté du consommateur selon lequel on peut affirmer que les individus connaissent l'utilité associée à n'importe quel item. Une critique de cette méthode vient du fait qu'elle a potentiellement une tendance à créer une préférence, plutôt qu'à la révéler. Dans le contexte spécifique de l'évaluation de la biodiversité, il existe aussi un biais connu comme « effet d'inclusion » : dans certains cas, le consentement à payer des gens pour préserver une partie d'un ensemble de ressources biologiques, pourrait être le même

que pour tout l'ensemble des ressources biologiques et/ou pour plusieurs combinaisons de ses composants (Revéret & Webster, 2002).

L'évaluation monétaire des dommages ou bénéfiques de la biodiversité constitue une composante essentielle de l'économie de l'environnement. En l'absence de telles évaluations, la référence à l'efficacité économique et à l'optimum demeure un idéal théorique (Barde, 1991). Dans ce sens l'analyse coûts-avantages permet de déterminer le scénario optimal de gestion de l'environnement, qui alloue efficacement les ressources et maximise le bien être social (Lescuyer, 2000).

L'analyse coûts-avantages a comme objectif la maximisation de la fonction du bien-être social calculée à partir de la somme des utilités individuelles. Cette contribution est estimée en termes monétaires et elle correspond aux bénéfices nets qu'engendre tout projet d'utilisation des ressources (Lescuyer, 2000). On mesure les avantages nets des politiques de protection ou de gestion de l'environnement, soit pour décider de leur bien-fondé sur le plan économique, soit pour les comparer aux avantages nets de projets dits de développement, c'est-à-dire de conversion pour d'autres usages (Takforyan, 2000).

Par rapport aux ressources naturelles de nature communautaire, l'approche économique néo-classique perçoit la surexploitation de ce type de ressources, aussi comme une conséquence des dysfonctionnements de marché, les externalités étant abordées du point de vue de l'absence d'appropriation privée : chaque individu impose des coûts aux autres exploitants car le stock étant limité, chaque unité de ressource prélevée représente une diminution de la quantité totale et donc une élévation du coût unitaire de collecte pour un même niveau d'effort. Cette situation bioéconomique permet de faire le parallèle avec les théories des biens publics et de l'action collective (Takforyan, 2000).

Pour les économistes, les critères biologiques de gestion des ressources renouvelables sont des outils « réglementaires » donc non-économiques car leur fonctionnement n'est pas basé sur des mécanismes marchands. Le constat de l'inefficacité de ces outils dans un cadre d'analyse néo-classique a permis d'établir l'approche des incitations économiques (Takforyan, 2000).

Les incitations économiques sont de deux types : la taxe et la propriété. La taxe est basée sur la différence monétaire existante entre le coût social et le coût privé d'une activité. Elle consiste donc à imposer à la personne qui cause un dommage aux autres un paiement comparable à la quantité d'argent équivalente à ce dommage (Simpson, 1998). La propriété ouvre le droit à négocier une compensation pour tout dommage ou bénéfice que quelqu'un puisse souffrir ou offrir (Simpson, 1998). Les droits sur les ressources doivent être exclusifs et transférables, seule la propriété privée regroupe ces deux attributs et devrait être donc appliquée à toutes les ressources environnementales. Les économistes libéraux ont une préférence marquée pour le droit de propriété car il ne nécessite qu'une intervention minimale de l'État (Takforyan, 2000) et pour la solution théorique que l'assignation complète de droits de propriété devrait apporter aux problèmes des externalités (Simpson, 1998)

Cependant, l'approche des droits de propriété est confrontée à deux problèmes majeurs : d'une part plusieurs catégories de droits de propriété pourraient faire partie d'un même actif environnemental, et d'autre part, des coûts pourraient être associés à l'établissement des droits de propriété car, de toute façon, les gouvernements devraient assurer la sécurité du système et la solution des conflits (Simpson, 1998).

En résumé, cette vision de gestion économique est fortement influencée par le capitalisme néolibéral. Cette perspective revient à donner un poids déterminant à la génération présente qui va imposer sa vision du bien-être de long terme. Cette conception définit une **soutenabilité dite faible**, c'est-à-dire non contrainte par la nécessité exogène de reproduction de l'environnement (Lescuyer, 2000).

#### 4. LES LIMITES DE L'UTILITARISME :VERS UN *SAFE MINIMUM STANDARD*

Lorsqu'on regarde la liste des études d'évaluation de la forêt recensées par la Banque mondiale et que l'on examine aussi les rapports et manuels destinés à guider les experts dans leur entreprise d'évaluation, on est frappé par la minceur des développements consacrés aux fonctions non marchandes de la forêt et par la superficialité des enquêtes de terrain (Smouts, 2001).

Dans les pays en développement par exemple, l'environnement est perçu comme un espace où se développent les activités humaines. Ces activités ne peuvent pas être séparées des usages auxquelles elles donnent lieu. Ainsi, quand le consentement à payer pour sauver la forêt cherche à être déterminé, la plupart des villageois refusent une compensation monétaire, laquelle est perçue comme une source de problèmes. Ils préfèrent les compensations collectives, ce résultat est opposé au critère de maximisation des utilités individuelles. Dans certaines de ces sociétés les mécanismes de marché ne sauraient pas expliquer complètement le comportement individuel. En conséquence, il faudrait mettre en cause aussi la soutenabilité d'une approche basée sur l'optimisation (Revéret & Webster, 2002).

Dans ce contexte, pour le cas de l'évaluation économique de la biodiversité, on pourrait argumenter que la biodiversité n'est pas indivisible car différentes espèces ont quitté la planète une à une. La biodiversité serait donc substituable. Cependant, les enjeux présentés par la crise de la biodiversité et certaines certitudes apportées par les sciences naturelles, comme le caractère irréversible et irremplaçable des espèces éteintes par exemple, ont été pris au sérieux par l'éthique individualiste qui gouverne nos sociétés. En conséquence il faut accepter deux choses : l'obligation morale de conserver la biodiversité au nom du bien-être des futures générations, ce qui doit être perçu comme une contrainte pour les activités économiques présentes, et l'impossibilité de monétiser quelque chose qui a une valeur intrinsèque au-delà de sa valeur instrumentale (Hampicke, 1999).

Il y a donc des limites techniques et logiques à la monétisation du capital naturel (la biodiversité dans ce cas), ce qui est correctement évoqué par les économistes écologiques. Ils s'inquiètent invariablement de l'indivisibilité, l'impossibilité de substituer et la complémentarité des éléments, systèmes et fonctions de la nature. Ce qui découle dans l'inapplicabilité de l'évaluation marginale et en conséquence de la monétarisation de la nature (Hampicke, 1999).

Le principe de précaution suggère que « lorsque existe une menace de dommage grave ou irréversible, l'absence de certitude complète au plan scientifique ne devrait pas être utilisée pour reporter à plus tard les mesures de prévention de la dégradation de l'environnement » (Barde, 1991). Cette approche normative est la base pour la détermination d'un niveau a priori de protection environnementale (Revéret & Webster, 2002).

Mais quel serait ce niveau minimal, cette *line in the sand* pour la protection de la biodiversité ? Lawn (2001) indique que même si l'humanité ne connaît pas tout au sujet de la biodiversité, elle en connaît assez pour opérer sous le principe d'« éviter toutes les pertes en biodiversité à cause des menaces potentielles que cela peut représenter pour le fonctionnement des écosystèmes et son rôle de support de la vie ». Donc, la limite ou la ligne dans le sable devrait être établie au niveau présent de biodiversité (Lawn, 2001).

Cette ligne dans le sable est connue comme *Safe Minimum Standard* (SMF) (Bishop, 1978 ; Lescuyer 2000 ; Takforyan, 2000 ; Müller 2001 ; Revéret & Webster, 2002). Le SMF pose comme principe de ne pas altérer le fonctionnement des écosystèmes naturels à moins que les coûts sociaux soient inacceptablement élevés (Lescuyer, 2000). Nous pourrions dire que le courant lié à l'idée du SMF pose une contrainte explicite de justice intergénérationnelle et de reproduction des systèmes écologiques. Cette conception définit une **soutenabilité écologique dite forte** (Lescuyer, 2000).

Cette approche de soutenabilité a été reprise par la discipline en émergence de l'économie écologique *Ecological Economics*. Cette dernière analyse la pénurie absolue et relative et formule des principes pour l'utilisation rationnelle, non seulement des ressources périssables et renouvelables, mais aussi des complexes interdépendances des écosystèmes, des paysages ou de la biosphère dans sa totalité. L'économie écologique s'intéresse aussi à des thèmes comme les analyses coût-avantages au sein des politiques environnementales, l'évaluation et les limitations de la monétisation des services écologiques, la prise en compte du futur, les perceptions de dommage et incertitude, l'équité et justice intra et intergénérationnelle et l'éthique environnementale (Müller, 2001).

L'économie écologique représente une forte critique non seulement de l'utilitarisme proposé par l'économie environnementale, mais aussi du biocentrisme prôné par la biologie de la conservation. Aux politiques de préservation formulées par la biologie de la conservation, l'économie écologique prône que d'un point de vue évolutionniste, la préservation d'un écosystème ne peut pas paraître une approche raisonnable :

*“ If nature would have followed such a principle then no evolutionary process could have taken place. ”* (Müller, 2001)

Finalement, il paraît important d'établir un cadre légal et institutionnel adéquat pour la mise en œuvre effective des différentes mesures de gestion proposées. L'implication des populations locales à tous les niveaux reste cruciale pour le succès de ces mesures de gestion. Un sentiment fort d'appropriation par les populations affectées est essentiel pour assurer une efficacité et une soutenabilité minimales (Revéret & Webster, 2002).

## 5. VERS L'INTERDISCIPLINARITÉ : L'IMPLICATION DES POPULATIONS LOCALES

À la vision de l'économie écologique des biens et services de la forêt s'ajoute, sans nécessairement s'y opposer, l'idée simple selon laquelle des politiques d'aménagement forestier respectueuses de la ressource ne peuvent pas s'appliquer et durer sans la participation des populations locales. Ce qui paraît aujourd'hui une

évidence a mis pourtant des décennies à s'imposer aux mouvements de conservation de la nature comme aux aménagistes (Smouts, 2001).

Depuis les années 1980, un ensemble relativement hétérogène de chercheurs de différentes disciplines allant de l'anthropologie aux sciences politiques, de l'économie aux sciences naturelles, travaillent chacun avec leurs méthodologies et dans des domaines d'application aussi variés que les pêcheries, l'irrigation, l'élevage ou la chasse : c'est l'école des communs. Les liens entre ces chercheurs sont établis par le biais de l'*International Association for the Study of Common Property* (IASCP), qui représente un forum d'échange d'idées et de coopération scientifique (Kforoyan, 2000 ; Lescuyer, 2000).

La multitude des études de cas qui caractérisent cette école présente néanmoins deux avantages majeurs : elles concernent tous les types de ressources renouvelables (poisson, eau, faune sauvage, forêt...) et se situent à la fois dans les pays développés et ceux en développement. Les membres de cette école représentent une communauté d'idées. Ils citent abondamment leurs travaux respectifs pour étayer leur propre argumentation et, quelles que soient leurs méthodologies, arrivent globalement à des conclusions proches (Lescuyer, 2000).

## 6. UNE CRITIQUE DE LA TRAGÉDIE DES COMMUNAUX

Les membres de cette « école » critiquent fortement *The tragedy of the commons* de Garret Hardin, laquelle, on l'a vu, prédit la dégradation des ressources gérées en commun. Pour Feeny *et al.* (1990) il est incorrect de penser que la tragédie des communaux est une loi scientifique, laquelle peut être évitée seulement par la privatisation des ressources communes ou par le contrôle gouvernemental. Ainsi, Berkes *et al.* (1989) indiquent que 21 ans après la publication de Hardin, plusieurs études de cas ont montré que la propriété commune peut être gérée avec succès autrement que par le biais de la privatisation ou le contrôle gouvernemental.

Keohane & Ostrom (1995) perçoivent l'inexorabilité de la métaphore de Hardin comme une vision pessimiste, et indiquent qu'elle est le résultat de présupposés théoriques plutôt que de la réalité. Pour McCay & Acheson (1987) ce modèle est abstrait et simplifié, et il ne peut pas être généralisé sans l'incorporation de facteurs contextuels comme la capacité des gens à coopérer dans des situations de propriété commune et par la prise en compte du rôle des droits de propriété lesquels font partie des contextes sociaux des populations d'utilisateurs des ressources. Dans le sens de la coopération, Wade (1987) affirme que l'action collective locale doit être prise au sérieux, à la lumière de plusieurs exemples de paysans gérant des propriétés collectives pendant de longues périodes de temps.

Quant aux droits de propriété, McKean & Ostrom (1995) pensent que Hardin faisait ressortir les dangers du libre accès sans spécifier clairement que le problème tenait plus à l'absence de droits de propriété ou de régime d'aménagement (libre accès), qu'au partage de l'usage (propriété commune). Pour Grima & Berkes (1989) les ressources sujettes au libre accès sont susceptibles de souffrir de la tragédie des communaux de Hardin, mais dans ce cas les institutions de gestion sont inexistantes ou ont disparu. Ce n'est cependant pas le cas de toutes les ressources en propriété communautaire. Pour ces mêmes auteurs les ressources communautaires peuvent être gérées avec succès si l'accès est limité, mais si cela ne se fait pas, on ne peut pas attendre que la ressource demeure exploitable.

McCay (1992) reprend une des idées de Hardin *problems whit not technical solution* pour argumenter que si le problème de la propriété communautaire par rapport à une population humaine grandissante n'a pas de solution technique, alors la solution doit être ailleurs : dans les sciences sociales. Cette démarche aurait l'avantage à la fois d'ouvrir l'esprit des chercheurs des sciences naturelles à l'importance des institutions humaines, et d'autre part d'encourager les chercheurs sociaux à apprécier les contextes écologiques dans lesquels ils agissent.

Ces critiques à la parabole de Hardin et aux recettes de gestion des ressources naturelles qui ont découlé dégagent l'importance du capital social, particulièrement des institutions locales (Ostrom, 1995). Elles démontrent que si l'accès libre entraîne bien une surexploitation des ressources, cela n'est pas nécessairement le cas de la propriété commune (Lescuyer, 2000).

## 7. LE RÔLE DES INSTITUTIONS HUMAINES

Le capital social représente l'ensemble des règles et des capacités d'organisation qui coordonne le comportement humain, notamment dans l'usage des ressources (Hanna & Jentoft, 1996). Le capital humain est constitué par les connaissances et les capacités que les individus apportent à la solution de ces problèmes. La mise en place des institutions « ensemble de règles qui seront utilisées pour distribuer les bénéfices tirés d'un service physique et pour assigner les responsabilités des coûts dégagés de l'implémentation du service » est une forme d'investissement en capital social (Ostrom, 1995).

Des progrès majeurs ont été faits dans le but d'expliquer la façon dont les institutions évoluent pour résoudre les problèmes de coordination où la plupart des acteurs sont symétriques par rapport aux attributs d'une problématique donnée (Ostrom, 1995). Ainsi Ostrom (1990) présente une alternative aux éleveurs de Hardin : au lieu de placer arbitrairement chacun ses animaux dans la prairie, ils devront négocier. Pendant les négociations ils discuteront des stratégies pour partager la capacité de charge du pâturage et des coûts engendrés par le renforcement de leur accord. Dans une situation d'établissement de règles du jeu, les acteurs prennent des décisions sur les règles qui guideront une situation opérationnelle future. S'ils arrivent à établir un ensemble de règles qui pourraient être renforcées par la suite, ils sont susceptibles de créer un accord constitutionnel et de débiter un processus à long terme. C'est-à-dire qu'un accord constitutionnel aura du succès non seulement parce qu'il crée des accords conjoints, mais aussi parce que ceux qui contribuent à sa continuité espèrent atteindre des bénéfices nets majeurs que ceux des alternatives disponibles pour eux (Ostrom, 1995).

Ces règles de jeu sont de trois types : constitutionnelles, de choix collectif, et opérationnelles. Les règles constitutionnelles sont utilisées pour établir les accords initiaux dans la voie de la constitution d'une entreprise et servent pour décider les règles clés qui seront utilisées dans l'entreprise. Les règles de choix collectifs s'additionnent, spécifient et changent les règles constitutionnelles utilisées au jour le jour, elles affectent les décisions que les individus prennent dans le monde physique (Ostrom, 1995). Les règles opérationnelles définissent et coordonnent les comportements afin que la ressource produise un flux acceptable de bénéfices pour tous (Lescuyer, 2000).

Le processus de négociation des règles est complexe et déterminé par un grand nombre de facteurs. Cependant, le processus peut être modélisé comme une succession de choix entre deux règles à chaque fois. Dans la plupart des processus constitutionnels, les acteurs doivent exprimer leur conformité avec la configuration complète des règles faisant partie d'un accord (Ostrom, 1995).

Des interrogations persistent quant au fonctionnement des processus de négociation. Comment des individus différents peuvent arriver à établir des règles qui comporteraient des conséquences redistributives majeures ? Des asymétries physiques, quant à la localisation des acteurs en fonction d'une ressource, peuvent être des sources importantes de conflits car elles sont à l'origine des différences entre les pouvoirs relatifs de négociation entre les acteurs au moment d'établir les mérites des différentes règles (Ostrom, 1995).

Des « aides externes » peuvent être allouées pour maintenir le système, mais elles risquent de changer les schémas des relations entre les acteurs, en affaiblissant leur reconnaissance des dépendances mutuelles et des schémas de réciprocité (Ostrom, 1995). Par ailleurs, les acteurs pourraient surestimer ou sous-estimer la capacité de charge de ces ressources, leur propre système de surveillance pourrait être défaillant. D'innombrables problèmes d'ordre naturel peuvent se présenter comme c'est aussi le cas avec la régulation centralisée idéalisée ou la propriété privée (Ostrom, 1990).

L'appropriation de la gestion institutionnelle comporte aussi des questions par rapport à la possibilité des acteurs d'engager un agent privé qui aurait le rôle de soutenir les négociations. Afin d'assurer le renforcement du processus, cet agent serait généralement un arbitre au lieu d'une cour civile. L'arbitre aide simplement les parties à trouver des méthodes pour résoudre les contentieux qui surviennent dans le cadre des règles accordées par les mêmes parties. Les effets de ces asymétries dépendent des caractéristiques des acteurs, des caractéristiques des systèmes physiques et des règles créées par les acteurs (Ostrom, 1995).

Il faudrait aussi considérer les différences existantes entre ceux qui ont brisé les entraves du dilemme de la propriété communautaire et ceux qui n'ont pas pu le faire. Les différences peuvent être d'ordre interne : incapacité de communiquer entre les acteurs, impossibilité de développer une confiance mutuelle, manque de sens du partage d'un futur commun, présence des partisans du statu quo qui auraient assez de pouvoir pour bloquer le processus. Ces groupes auraient besoin d'une assistance externe pour briser la logique perverse qui les gouverne. Cependant, les différences peuvent être aussi d'ordre externe : certains participants n'auraient pas la possibilité de changer leurs propres structures institutionnelles à cause de certaines autorités externes, les changements externes peuvent se présenter trop rapidement sans donner du temps aux acteurs d'ajuster leurs structures internes, présence de certains incitatifs pervers résultat des politiques des autorités centrales (Ostrom, 1990).

Pour les néo-institutionnalistes ces détails institutionnels sont importants. En effet, les options disponibles, la séquence de ces options, l'information fournie, et les encouragements ou les punitions relatives assignés aux différents comportements des acteurs, peuvent changer le schéma des résultats obtenus. En conséquence les théories des organisations humaines sont des ingrédients essentiels

pour la science politique dans le but d'organiser les activités humaines. Une importante théorie, encore manquante, de l'organisation humaine est celle de l'action collective (Ostrom, 1990).

## 8. LA DÉFINITION DES DROITS DE PROPRIÉTÉ

Depuis la préhistoire, les institutions fondées sur le concept de propriété commune ont joué un rôle important dans la gestion des ressources naturelles. La propriété commune se réfère à une distribution de droits de propriété sur des ressources, dans lesquelles un nombre de propriétaires sont égaux dans leurs droits d'utilisation de la ressource. En conséquence propriété commune ne veut pas dire propriété de tous ou accès libre (Ciriacy-Wantrup & Bishop, 1975).

La plupart des ressources naturelles peuvent être classifiées comme des ressources de propriété commune, *common pool resources*, en anglais (Ostrom & Schlager, 1996). L'accès à ces ressources se caractérise par une faible exclusion, car le contrôle de l'accès aux biens communs est coûteux ou impossible ; c'est le cas des ressources biologiques fugitives ou des eaux souterraines. Il se caractérise aussi par une forte rivalité, car l'usage par un individu affecte de manière négative celui des autres usagers (Berkes *et al.*, 1989 ; Feeny *et al.*, 1990).

La première caractéristique est partagée avec les biens et services définis par les économistes comme étant des biens publics, et la seconde caractéristique est partagée avec les biens et services privés. En conséquence, la gestion de la propriété commune est actuellement orientée dans deux directions : la privatisation et l'intervention gouvernementale (Ciriacy-Wantrup & Bishop, 1975). Les termes droits de propriété et règles sont utilisés de manière fréquente comme des synonymes quand il s'agit des ressources naturelles. Cependant, il faut les distinguer clairement : les droits sont le résultat des règles, en conséquence ils ne sont pas équivalents à ces dernières (Ostrom & Schlager, 1996).

Il y a deux grandes catégories de droits par rapport à la propriété commune : les droits de niveau opérationnel, et les droits de niveau collectif. Les premiers correspondent à ceux qui autorisent les individus à exercer leur activité quotidienne. Les seconds concernent les droits qui permettent de déterminer et de modifier les droits opérationnels (Lescuyer, 2000). Quant aux droits de niveau opérationnel, les plus pertinents sont « l'accès » et « le prélèvement ». Le droit d'accès est le droit d'accéder à une zone physique et de profiter de ses bénéfices non-extractifs ; le prélèvement est le droit d'obtenir des unités ou des produits de la ressource. Les droits de niveau collectif incluent la gestion, l'exclusion et l'aliénation. La gestion est le droit qui régule les schémas d'utilisation et de transformation de la ressource en apportant des améliorations ; l'exclusion est le droit à déterminer qui aura le droit d'accès, et comment ce droit va être transféré ; l'aliénation est le droit de vendre ou de céder un ou les deux droits collectifs antérieurs (Ostrom & Schlager, 1996).

La distribution de ces droits par rapport aux ressources naturelles communautaires permet de distinguer cinq types de propriétaires. Les droits de propriété sont indépendants entre eux, mais ils sont exercés souvent de façon cumulative. Les individus qui possèdent les droits d'accès sont des *authorized entrants* « arrivants autorisés », c'est le cas des visiteurs des parcs nationaux. Ceux qui ont le droit d'entrer et prélever sont des *authorized users* « usagers autorisés », cependant ils n'ont pas le droit d'exclure

les autres usagers de la ressource ou de diviser ces prélèvements. Les « réclamants » *claimants* ont les mêmes droits que les usagers autorisés, auxquels il faut rajouter le droit de niveau collectif de gestion ; ainsi ils ont le droit de diviser les droits de prélèvement. Cependant ils ne peuvent pas spécifier ceux qui ont ou n'ont pas le droit d'accéder à la ressource. Les « possédants » *proprieters* en anglais, sont les individus qui ont le droit de niveau collectif de participer à la gestion et à l'exclusion de la ressource. Ils attribuent les droits d'accès aux ressources et la façon dont la ressource sera utilisée, cependant ils n'ont pas le droit d'aliéner ses droits. Finalement, ceux qui, outre les caractéristiques des possédants, ont le droit d'aliéner leurs droits, sont les propriétaires ou *owners* (Ostrom & Schlager, 1996).

Les systèmes de droits de propriété doivent être renforcés pour sécuriser les individus et les groupes d'individus, quant à leur future reconnaissance à l'accès, au prélèvement, à la gestion, à l'exclusion et/ou à l'aliénation de leurs ressources. Cette sécurité permet à un individu d'établir des compromis avec un autre pour investir et profiter de façon soutenable d'une ressource commune (Ostrom & Schlager, 1996). La possibilité d'exclure garantit à une communauté l'appropriation de tout bénéfice engendré par une coordination particulière de ses actions, tandis que le droit de participer à l'élaboration des droits collectifs donne une plus grande légitimité interne à ces droits.

Les solutions de propriété commune se caractérisent souvent par l'absence de la possibilité individuelle d'aliénation de la ressource et des droits qui y sont attachés. Un système de propriété commune offre une multitude d'arrangements institutionnels envisageables, chacun se devant de définir précisément les obligations et les droits des détenteurs de la ressource (Lescuyer, 2000). Ciriacy-Wantrup & Bishop (1975) posent une question très intéressante et pertinente : la propriété commune des ressources est-elle performante dans une économie de marché ? Suite à une analyse historique faite par ces deux auteurs, ils répondent que la propriété commune dans le cadre de la régulation institutionnelle qu'elle implique, est capable d'être efficace par rapport à la gestion des ressources naturelles dans une économie de marché.

## 9. L'INTERFACE ENTRE LES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES ET HUMAINS

Les systèmes écologiques sont formés par les interconnexions entre ses composantes biotiques et abiotiques à un rang et à une échelle qui varient entre les microcosmes et la biosphère. Ils sont des systèmes complexes qui présentent une diversité de caractéristiques structurales et fonctionnelles qui affectent leur soutenabilité et leur relation avec les régimes des droits de propriété. Des écosystèmes sains constituent un prérequis pour les activités humaines et économiques. Ce sont des modèles de systèmes soutenables à partir desquels on peut apprendre pour créer des institutions humaines plus efficaces et mieux adaptées (Costanza & Folke, 1996).

La soutenabilité des systèmes écologiques requiert que les systèmes sociaux et les régimes des droits de propriété soient liés de façon adéquate aux écosystèmes dans lesquels ils évoluent (Costanza & Folke, 1996). Ainsi, les pratiques de gestion appliquées à l'utilisation traditionnelle des ressources au niveau local ne peuvent pas se comporter aussi bien au niveau continental ou global. D'autre part les systèmes locaux pâtissent d'une mauvaise articulation avec les pratiques de gestion nationales ou internationales. En conséquence le problème consiste à trouver la façon de maximiser la compatibilité entre les écosystèmes et les systèmes de gestion humains (Cleveland *et al.*, 1995).

Cette compatibilité s'établit par le biais des institutions humaines. Cependant, quand ces institutions n'existent pas au niveau du système de gestion, il est impossible de réguler les effets de la migration, de la dispersion et autres phénomènes transfrontaliers propres aux systèmes écologiques. Des désalignements d'échelle peuvent aussi se présenter si les institutions humaines existent, mais à une échelle inadéquate (Cleveland *et al.*, 1995).

L'interaction entre les systèmes écologiques et sociaux est affectée aussi de façon très importante par l'idéologie et les croyances humaines relatives à la nature, ainsi que par la variabilité inhérente aux systèmes naturels. Dans le processus de transformation de la nature en ressources, la productivité des écosystèmes est soutenable seulement quand la résilience des écosystèmes, la résilience des institutions, l'efficacité de gestion, la diversité culturelle et l'équité sociale sont préservées. Le comportement humain est déterminé par l'incertitude et le besoin de s'adapter ; il est aussi affecté par l'identité des peuples ainsi que celle des individus, des membres des communautés, et des citoyens, chacun influencé par des sphères sociales, politiques et économiques plus larges. Ainsi, les rôles et les valeurs des usagers des ressources les informent et exercent une coercition quant à leurs actions par rapport à la nature (Hanna & Jentoft, 1996).

La gestion des ressources naturelles a ses racines dans la vision utilitariste et extractive du monde, selon laquelle les êtres humains dominent la nature. Le remplacement d'une diversité de systèmes locaux par une vision monolithique de gestion scientifique est, au mieux, responsable de résultats non-soutenables. Plusieurs exemples de dégradation de ressources naturelles suite au remplacement de systèmes de propriété communautaire adaptés aux réalités locales par des interventions gouvernementales de gestion ou à la privatisation des ressources, sont disponibles (Berkes, 1996).

En conséquence, plutôt que de chercher à déterminer une solution optimale en fonction de critères mono-disciplinaires, il s'agit maintenant de parvenir à des stratégies qui satisfassent l'ensemble des acteurs. L'objectif d'optimalité des choix disparaît donc au profit de solutions médianes qui apportent un niveau de bénéfices minimum à l'ensemble des acteurs. L'objectif est alors de rechercher une coviabilité à long terme des écosystèmes et des modes de vie dont ils sont les supports (Lescuyer, 2000).

Le concept de viabilité repose sur une compréhension dynamique du système : celui-ci ne tend pas vers une solution optimale mais évolue dans un domaine de viabilité. Ainsi, au-delà des critères de soutenabilité écologique et économique, la viabilité nécessite de s'interroger sur la forme de capital social susceptible d'assurer une coévolution de long terme des systèmes naturels et humains. C'est dans la perspective de cet objectif qu'il convient de réfléchir aux institutions à mettre en place (Lescuyer, 2000).

## 10. L'APPROCHE PATRIMONIALE

« L'approche patrimoniale est un état d'esprit permettant au plus grand nombre de titulaires d'un patrimoine de garder le souci du long terme, de prendre conscience des multiples interdépendances entre acteurs, et de se rencontrer pour décider en commun des mesures qui permettront, au plus juste prix, de conserver ou d'augmenter ce patrimoine tout en tirant la plus grande quantité possible d'avantages. » (Revéret & Webster, 2002)

Le concept central de cette approche, est celui de patrimoine, c'est-à-dire « l'ensemble des éléments matériels et immatériels qui concourent à maintenir et à

développer l'identité et l'autonomie de son titulaire dans le temps et dans l'espace par adaptation en milieu évolutif ». Cette approche partage avec l'économie écologique ou l'école des communs une vision moderne des relations entre systèmes naturels et humains, selon laquelle s'établissent des interactions dynamiques, complexes et incertaines (Lescuyer, 2000).

Dans cette approche la notion de « qualité » est d'une importance majeure. Elle se définit comme « une résultante globale et dynamique d'un milieu naturel et de systèmes d'action constitués d'acteurs effectivement mis en relation par celui-ci, dans une relation triadique (homme, nature, homme) ». Dans cette perspective, les problèmes d'environnement découlent d'une prise en charge insuffisante par les acteurs de la qualité du milieu naturel et d'une incapacité à négocier entre eux ces enjeux. La gestion est alors conçue comme la définition d'un ensemble de règles visant à maintenir un état voulu de la qualité d'un milieu (Lescuyer, 2000).

D'une part, cette approche vise la restauration de la qualité des milieux dans le double souci de sa transmission aux générations futures et du maintien de l'identité d'un acteur au sein du milieu dans lequel il vit. D'autre part, elle développe une perspective fonctionnelle de l'environnement en favorisant certaines caractéristiques, certains éléments, certaines relations afin de mieux servir les intérêts des acteurs actuels. Pour être opérationnelle, la gestion patrimoniale formule deux prescriptions principales : d'une part créer un nouveau « bien commun » entre acteurs aux logiques différentes et, d'autre part, instaurer une négociation entre ces acteurs afin d'élaborer des stratégies de gestion adéquates (Lescuyer, 2000).

La création du bien commun implique la légitimation des demandes sociales qui s'expriment concernant l'environnement commun. Ainsi la constitution du groupe patrimonial inclut les acteurs actuels, mais aussi ceux des générations précédentes et futures. Le groupe patrimonial est la vérité profonde du patrimoine. La négociation patrimoniale au sein du groupe ainsi constitué est la création de lieux, d'outils, de langages, et de procédures de négociation et de gestion, permettant de maintenir ou d'améliorer les qualités essentielles de l'environnement (Lescuyer, 2000).

Les discussions entourant le processus de négociation entre les acteurs cherchent à établir des objectifs de gestion à long terme (horizon de 25 à 30 ans). Les acteurs présents sont ainsi obligés de négocier non seulement pour eux mais aussi au nom de leurs enfants. Ainsi, des scénarios de gestion à court et moyen terme s'établissent dans le cadre d'un objectif à long terme. La négociation implique un processus de médiation. Une caractéristique de la médiation est l'établissement d'une situation initiale dans laquelle les acteurs sont clairement identifiés ainsi que leurs divergences et leurs dépendances par rapport à la solution du problème qui est à l'origine de la négociation. Ce premier pas prépare le terrain pour les confrontations entre des perceptions également subjectives et légitimes. Le processus est cependant assujéti à la reconnaissance des acteurs du fait que leurs désaccords présents sont moins importants que les conséquences négatives inacceptables pour leurs enfants si la situation continue (Revéret & Webster, 2002).

Le défi est d'induire les acteurs à élaborer une charte de compromis à long terme, une sorte de contrat social, dans lequel on pourra trouver des expressions idéales et matérielles. Les mythes, les symboles et les ancêtres auraient une bonne place dans les discussions. Étant donné que les objectifs sont de nature successorale, ils doivent

être légitimés et ritualisés. La légitimation est le processus grâce auquel un accord entre un groupe de personnes est accepté comme un lien entre les acteurs, présents et absents. Souvent les termes de l'accord sont rendus publics par le biais d'une déclaration écrite en présence d'une autorité assez élevée pour exercer une médiation dans le règlement des problèmes qui pourraient se présenter. La ritualisation est une expression publique des termes de l'accord dans la forme d'une cérémonie appropriée au contexte et à la culture. Son but est celui de situer l'accord dans un ordre symbolique, en lui conférant une caractéristique d'aliénabilité, non-marchande, et difficile à transgresser (Revéret & Webster, 2002).

Mais, quels sont les avantages de l'établissement d'un régime patrimonial de propriété commune ?

1. L'établissement de la propriété commune est contraire à l'établissement d'un régime solide de propriété privée. On a vu que cette dernière option, par elle seule, ne solutionne pas les problèmes de gestion des ressources (Gibson & Becker, 2000). D'autre part, l'enjeu de la propriété, comme il a déjà été analysé, demeure un problème majeur. L'arbitrage que nécessite l'option communautaire viabiliserait la définition de l'accès à la ressource sans la morceler, et permettrait la continuité du processus de gestion.

2. Le caractère participatif de la propriété commune implique que tous les acteurs de la problématique (non seulement les dirigeants, mais également les membres des communautés) soient au même niveau. Ce fait devrait avoir comme résultat la légitimation des priorités de chaque partie aux yeux des autres. Ainsi, l'utilisation de la biodiversité et sa conservation respectivement, à court et long terme, seraient des objectifs communs à atteindre.

3. Ce cadre permettrait d'atteindre la redistribution juste des bénéfices divers qui pourraient être tirés de cette modalité de gestion, d'autant plus que cette redistribution constitue une priorité pour tous les acteurs de la problématique.

4. Du point de vue scientifique, cette option comporterait une approche moderne et interdisciplinaire de prise de décision pour l'établissement d'une gestion viable. Cette approche permettrait de respecter l'intégrité écologique de la ressource, la justice sociale pour les populations qui dépendent de la ressource et l'efficacité économique pendant la mise en œuvre du processus (les rapports à 20 000 \$US pour les décideurs ne seraient plus nécessaires).

Comme conclusion il faut dire qu'un des principaux enjeux de cette forme de gestion communautaire sera tout d'abord le maintien du niveau présent de biodiversité et, à long terme, son amélioration. Cependant, à notre avis, cet objectif sera atteint seulement sur la base du développement économique et social des communautés humaines rurales andines, quelle que soit leur composition ethnique. L'approche patrimoniale de gestion des ressources naturelles est une approche bien adaptée aux réalités multidimensionnelles, et qui comprend la participation citoyenne démocratique comme étant sa raison d'être. Cette approche ne constitue pas une recette magique pour solutionner les problématiques liées aux ressources naturelles, mais plutôt un élément ou une possibilité de plus qui devrait enrichir les processus de réflexion liés au développement soutenable des communautés humaines et à la conservation de leurs ressources naturelles.

## Références citées

- BARDE, J.-P. 1991 – *Économie et politique de l'environnement*, 383 p. ; Paris : Presses Universitaires de France.
- BERKES, F., 1996 – Social systems, ecological systems, and property rights. In : *Rights to nature, ecological, economic, cultural, and political principles of the institutions for the environment* (sous la dir. De Susan Hanna, Carl Folke & Karl-Göran Mäler) : 87-107 ; Washington D.C. : Island Press.
- BERKES, F., FEENY, D., MCCAY, B. & ACHESON, A., 1989 – The benefits of the commons. *Nature*, vol. **340** : 91-93.
- BISHOP, R., 1978 – Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard. *American journal of agricultural economics*, February 1978 : 10-18.
- CHURCHILL, S., BALSLEV, H., FORERO, E. & LUTEYN, J., 1995 – Introduction. In : *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. Proceedings of the neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium* Bronx (N.Y.) : New York Botanical Garden. The New York Botanical Garden, 21-26 June 1993.
- CIRIACY-WANTRUP, S. & BISHOP, R., 1975 – “Common property” as a concept in natural resources policy. *Natural Resources Journal*, vol. **15** n° 4 : 713-727.
- CLEVELAND, C., COSTANZA, R., EGGERTSSON, T., LOUISE, F., LOW, B., MCKEAN, M., OSTROM, E., WILSON, J. & YOUNG, O., 1995 – The relationship between ecosystems and human systems: scale challenges in linking property rights systems and natural resource management. In : *Actes of 5<sup>th</sup> annual meeting of the International Association for the Study of Common Property* ; Bodø, Norway 24-28 May 1995.
- CLICHE, P., 1995 – *Anthropologie des communautés andines équatoriennes. Entre diable et patron*, 284 p. ; Montréal (Québec) : Recherches amérindiennes au Québec.
- COSTANZA, R. & FOLKE, C., 1996 – The structure and function of ecological systems in relation to property-rights regimes. In : *Rights to nature, ecological, economic, cultural and political principles of institutions for the environment* (De Susan Hanna, Carl Folke & Karl-Göran Mäler, dirs.) : 14-34 Washington D.C. : Island Press.
- DEXTREIT, J. & ENGEL, N., 1984 – *Jeu d'échecs et sciences humaines*, 296 p. ; Paris : Payot.
- FEENY, D., BERKES, F., MCCAY, B. & ACHESON, J., 1990 – The tragedy of the commons: twenty-two years later. *Human Ecology*, vol. **18**, n° 1 : 1-19.
- GIBSON, C. & BECKER, D., 2000 – A lack of institutional demand: Why a strong local community in western Ecuador fails to protect its forest. In : *People and forest: communities, institutions and governance* (sous la dir. de Clark Gibson, Margaret McKean & Elinor Ostrom) : 135-161 ; Cambridge (Mas.) The MIT Press.
- GRIMA, F. & BERKES, F., 1989 – Natural resources: acces, right-to-use and management. In : *Common property resources, ecology and community-based sustainable development* (Fikret Berkes, dir.) : 33-54 ; Londres : Belhaven Press.
- HAMPICKE, U., 1999 – The limits to economic valuation of biodiversity. *International journal of social economics*, vol. **26**, n° 1/2/3 : 158-173.
- HANNA, S. & JENTOFT, S., 1996 – Human use of the natural environment: an overview of social and economic dimensions. In : *Rights to nature, ecological, economic, cultural and political principals of the institutions for the environment* (Susan Hanna, Carl Folke & Karl-Göran Mäler, dirs.) : 35-55 ; Washington D.C. : Island Press.
- HARDIN, G., 1968 – The tragedy of the commons. *Science*, vol. **162** : 1243-1248.
- KEOHANE, R. & OSTROM, E., 1995 – Introduction. In : *Local commons and global interdependence, heterogeneity and cooperation in two domains* : 1-26 ; Londres (Ang.) : Sage Publications.
- LAWN, P., 2001 – *Toward sustainable development: an ecological economics approach*, 462 p. ; Boca Raton (Florida) : Lewis Publishers et International Society for Ecological Economics.

- LESCUYER, G., 2000 – Évaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale : Réflexion sur un mode de coordination des usages d'une forêt de l'est-Cameroun. Thèse de Doctorat, Paris, École des Hautes Études en Sciences Sociales, 414p.
- MCCAY, B., 1992 – Everyone's concern, whose responsibility? The problem of the commons. *In : Understanding economic process* (De Sutti Ortiz & Susan Lees dirs.) : 189-210 ; Lanham (Maryland) : University Press of America.
- MCCAY, B. & ACHESON, J., 1987 – Human ecology of the commons. *In : The question of the commons, the culture and ecology of communal resources* : 1-34 Tucson (USA) : The University of Arizona Press.
- MCKEAN, M. & OSTROM, E., 1995 – Régimes de propriété communautaire en forêt : simple vestige du passé *Unasylva*, vol. 46, n° 180 : 3-15.
- MILLER, T., 2002 – *Living in the environment: principles, connections, and solutions*, 758 p. ; Belmont (Cal.) : Thomson Learning, Inc.
- MITTERMEIER, R., GIL, P. & MITTERMEIER, C., 1997 – *Megadiversidad*, 501 p. ; México D. F. : CEMEX, S.A. de C.V
- MÜLLER, F., 2001 – Environmental economics and ecological economics: antagonistic approaches. *International journal of environmental studies*, vol. 58 : 415-443.
- OSTROM, E., 1990 – Reflections on the commons. *In : Governing the commons, the evolution of institutions for collective action* : 1-28 ; Cambridge (Ang) : Cambridge University Press.
- OSTROM, E., 1995 – Constituting social capital and collective action. *In : Local commons and global interdependence, heterogeneity and cooperation in two domain* (Keohane, Robert & Elinor Ostrom, dirs.) : 125-160 ; Londres (Ang) : Sage Publications.
- OSTROM, E. & SCHLAGER, E., 1996 – The formation of property rights. *In : Rights to nature, ecological, economic, cultural and political principles of institutions for the environment* (Susan Hanna, Carl Folke & Karl-Göran Mäler, dirs.) : 127-156 Washington D.C. : Island Press.
- PARIZEAU, M.-H., 2001 – Considerations on a code of ethics for conservation biologists. *In : Protecting biological diversity roles and responsibilities* (Potvin, Catherine, Margaret Kraenzel & Gilles Seutin, dirs.) : 12-25 ; Montréal : McGill-Queen's University Press.
- PEARCE, D. & TURNER, K., 1990 – *Economics of natural resources and the environment*, 378 p. ; Baltimore (Mar) : The Johns Hopkins University Press.
- POTVIN, C. & SEUTIN, G., 2001 – Introduction. *In : Protecting biological diversity roles and responsibilities* (Potvin, Catherine, Margaret Kraenzel & Gilles Seutin, dirs.) ; Montréal : McGill-Queen's University Press.
- PRIMACK, R., 2000 – *A primer of conservation biology* ; Sunderland (MA.) : Sinauer Associates, Inc. 2<sup>nd</sup> ed.
- REVÉRET, J.-P. & WEBSTER, A., 2002 – Economics and biodiversity management. *In : The Construction of a New International Biological Order* (Le Prestre, Philippe, dir.) ; Aldershot, Hampshire : Ashgate Publishing Ltd (sous presse).
- SÁNCHEZ-PARGA, J., 1989 – *Faccionalismo, Organización y Proyecto Etnico en los Andes*, 316 p. ; Quito (Équateur) : Cenandino de Acción Popular.
- SIMPSON, D., 1998 – Economic analysis and ecosystems: some concepts and issues. *Ecological Applications*, vol. 8, n° 2 : 342-349.
- SMOUTS, M.-C., 2001 – *Forêts tropicales jungle internationale : les enjeux d'une écopolitique mondiale*, 349 p. ; Paris (France) : Presses de Sciences Po.
- SOULÉ, M., 1985 – What is Conservation Biology? *BioScience*, vol. 35, n° 11 : 727-734.
- STANLEY, T., 1995 – Ecosystem management and the arrogance of humanism. *Conservation Biology*, vol. 9, n° 2 : 255-262.
- TAKFORAYAN, A., 2000 – Chasse villageoise et gestion locale de la faune sauvage en Afrique : Une étude de cas dans une forêt de l'est-Cameroun. Thèse de doctorat, Paris, École des Hautes Études en Sciences Sociales, 314 p.

- UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE ET DE SES RESSOURCES (UICN), 1980 – *Stratégie mondiale de la conservation : la conservation des ressources vivantes au service du développement durable*, 60 p. ; Gland (Suisse) : UICN, PNUE, WWF.
- WADE, R., 1987 – The management of common property resources: finding a cooperative solution. *The world bank Research Observer*, **vol. 2, n° 2** : 219-234.
- WEBSTER, G., 1995 - The panorama of neotropical cloud forests. *In : Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests. Proceedings of the neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium. The New York Botanical Garden, 21-26 June 1993* (Churchill, Steven, Henrik Balslev, Enrique Forero & James Luteyn, dirs.) : 53-77 ; Bronx (N.Y.) : NewYork Botanical Garden.
- WEEKS, P., PACKARD, J. & MARTÍNEZ, M., 2001 – Cultural lenses and conservation biology collaboration in tropical countries. *In : Protecting biological diversity roles and responsibilities* (Potvin, Catherine, Margaret Kraenzel & Gilles Seutin, dirs.) : 41-57 ; Montréal : McGill-Queens' University Press.
- WILLERS, B., 1994 – Sustainable development A new world deception. *Conservation Biology*, **vol. 8** : 1146-1148.