

# Protection des habitats d'espèces menacées en terres privées: analyse d'instruments et de la politique Canadienne\*

Philippe Barla, Joseph A. Doucet, et Jean-Daniel M. Saphores

GREEN et Département d'Économie  
Université Laval  
Ste Foy, Québec G1K 7P4 Canada

26 février 1999

## Résumé

La préservation de la biodiversité nécessite la protection des habitats des espèces menacées. Au Canada, environ 60% de ces habitats sont situés sur des terres privées. Nous examinons la problématique de protection de ces habitats et notamment la question de la compensation des propriétaires privés. Nous analysons ensuite les principales mesures utilisées au Canada pour préserver les habitats naturels, et nous proposons des mécanismes de protection qui permettraient de dédommager les propriétaires terriens affectés tout en limitant les dépenses publiques. Ces mécanismes devraient être discutés lors de la prochaine proposition de loi sur la protection des espèces menacées au Canada.

## Abstract

The preservation of biodiversity requires the protection of endangered species' habitats. In Canada, approximately 60% of these habitats are located on private lands. We start by analysing the obstacles to the protection of endangered species' habitats, with special attention to the compensation of private property owners affected by conservation efforts. After briefly reviewing the main measures adopted in Canada to protect natural habitats on private lands, we propose some conservation mechanisms that would not excessively burden public budgets. These measures should be discussed in the next proposal for a Canadian endangered species act.

JEL Classifications: Q24, R52

Mots clés: Biodiversité, Habitats fauniques, Instruments économiques

---

\* Nous tenons à remercier le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec de nous avoir confié une étude sur les instruments économiques pour la protection des habitats fauniques en terres privées. Cette étude (Barla et Saphores, 1997) est le point de départ de ce papier. Cependant, les opinions exprimées dans ce papier n'engagent que les auteurs. Merci aussi à Gérard Bélanger et Jean-Thomas Bernard pour leurs commentaires constructifs. Nous sommes bien sûr responsables des erreurs restantes. Les noms des auteurs sont par ordre alphabétique. Veuillez adresser toute correspondance à Jean-Daniel Saphores ([jsap@ecn.ulaval.ca](mailto:jsap@ecn.ulaval.ca)).

# **Protection des habitats d'espèces menacées en terres privées: analyse d'instruments et de la politique Canadienne**

## **1. INTRODUCTION**

En 1992, 150 pays signaient à Rio de Janeiro la Convention sur la biodiversité en réponse à l'accélération de la disparition des espèces résultant des activités humaines. Bien qu'il soit difficile de calculer précisément le taux d'extinction des espèces, les biologistes estiment qu'il est entre 100 et 1000 fois supérieur au taux d'extinction pré-humain (Pimm et al., 1995). Les menaces d'extinction sont plus grandes dans les régions endémiques, dont beaucoup sont situées dans les régions tropicales.<sup>1</sup> L'Amérique du nord n'est cependant pas épargnée. Ainsi, au siècle dernier, près de 7% des espèces de moules et de praires d'eau douce (21 sur 297) et 4% des espèces de poissons d'eau douce (40 sur ~950) ont disparu.<sup>2</sup>

Une des causes principales de la disparition d'une espèce est la destruction de ses habitats (c'est la raison principale dans 75% des cas de disparition d'espèces d'oiseaux selon Pimm et al., 1995). On pourrait donc penser que la situation du Canada est relativement bonne puisqu'une grande partie des terres est propriété publique, ce qui devrait faciliter la tâche de protection du gouvernement. Cependant, on estime que près de 90% des espèces sérieusement menacées ont leurs habitats situés principalement sur des terres privées (Sutherland 1996).<sup>3</sup> Même dans une province comme le Québec, où seulement 8% des terres sont détenues par des propriétaires privés, on estime que 43% des habitats fauniques, tels que définis par la loi provinciale sur les espèces menacées ou en voie de disparition, sont situés en tout ou en partie sur terres privées.<sup>4</sup>

En dépit de cette situation, seulement six provinces canadiennes ont adopté à ce jour des lois sur la protection des espèces en voie de disparition (Manitoba, Ontario, Nouveau Brunswick, Ile-du-Prince-Edouard, Nouvelle Écosse, et Québec), et les mesures de protection des habitats naturels semblent ponctuels, comme on va le voir. Après le rejet du projet de loi C-65 en deuxième lecture en 1997, il n'y a toujours pas de loi fédérale sur la protection des espèces menacées. Pourtant, ce projet de loi semblait moins contraignant que l' "Endangered Species Act" (ESA) en vigueur depuis un quart de siècle aux États-Unis car il ne portait que sur les espèces aquatiques et sur les terres publiques, alors que l'ESA couvre également les terres privées. En fait, il semble que le projet de loi C-65 ait attiré à la fois les foudres des industriels et

des défenseurs de l'environnement (voir par exemple le Vancouver Sun du 10 décembre 1996 ou The Gazette du 30 janvier 1997). Les premiers attireraient l'attention sur les coûts sociaux élevés encourus par les américains pour la protection de quelques espèces dans les états du nord-ouest des États-Unis. Les seconds accusaient le projet de loi C-65 d'être trop conciliant à l'égard des industries qui exploitent les ressources naturelles.

Cet article traite donc des mesures qui peuvent être prises pour protéger les habitats naturels situés sur des terres privées. Dans la prochaine section, nous examinons la problématique de cette protection, un sujet qui a reçu beaucoup d'attention récemment dans la littérature économique. Nous abordons notamment la question de l'indemnisation des propriétaires dont le droit de propriété est limité par le gouvernement afin de protéger des espèces menacées. Dans la section 3, nous examinons plus particulièrement deux types de mécanismes qui font intervenir les forces du marché afin de favoriser la conservation d'habitats fauniques : les banques de conservation et les systèmes de droits de développement échangeables. Dans la section 4, nous considérons les principaux instruments utilisés au Canada pour protéger les habitats des espèces menacées. Dans la dernière section, nous présentons quelques suggestions pour faciliter la mise en place au Canada d'une loi efficace sur la protection des espèces menacées et en voie de disparition.<sup>5</sup>

## **2. PROBLÉMATIQUE**

Dans une économie de marché, la protection de la biodiversité, et donc celle des espèces menacées, pose un problème en raison du caractère de bien public de la biodiversité. En effet, la collectivité toute entière tire certains bénéfices de la biodiversité, de par son existence même, de l'agrément qu'elle peut fournir, ou à travers les produits que l'on peut tirer d'une faune et flore riches, sans qu'il soit possible ou faisable d'exclure ceux qui ne contribuent pas à son maintien. Or les coûts liés à la biodiversité sont surtout associés à la préservation des habitats des diverses espèces. Ces coûts sont donc encourus de prime abord par les propriétaires des terres sur lesquelles se trouvent ces habitats. Sans contrainte extérieure, les autres agents économiques auront donc tendance à contribuer trop peu à l'effort de conservation de la biodiversité. Ils se comporteront en passagers clandestins (en « free-riders », le terme consacré dans la littérature

économique), en cherchant à bénéficier d'un service pour lequel ils n'auront que peu ou pas payé. Il y aura donc « défaillance du marché » et la protection de la biodiversité sera insuffisante.

Une des causes fondamentales de cette situation est l'absence de droits de propriété, qu'ils soient individuels ou collectifs, sur les diverses espèces animales ou végétales. Une première explication de cette absence de droits de propriétés est que les activités humaines n'ont commencé à représenter une menace sérieuse pour de nombreuses espèces animales et végétales que relativement récemment. De plus, on commence seulement à analyser et à comprendre les bénéfices de la biodiversité. L'absence de droits de propriété est aussi due en partie à un problème de définition, souvent pour des raisons biologiques (par exemple pour les espèces migratrices).<sup>6</sup>

La défaillance du marché pour la protection des espèces menacées justifie donc l'intervention du gouvernement, et c'est ce qui s'est produit en Amérique du nord. Cependant, la tâche du gouvernement est loin d'être aisée. Une possibilité est de faire voter des lois qui donnent le droit de propriété des espèces en voie de disparition à l'État et d'interdire qu'on ne leur « nuise », ce qui revient à limiter la valeur privée de nombreuses propriétés. C'est cette approche qui a initialement été adoptée par l'« Endangered Species Act » (ESA) aux États-Unis. Mais l'expérience a montré les effets pervers de cette approche, qui crée pour les propriétaires de terres qui abritent des espèces menacées de forts incitatifs pour détruire leurs habitats ou même pour faire disparaître ces espèces. Or, les agents de l'État n'ont généralement pas d'inventaire complet des ressources biologiques à protéger, et ils ne peuvent pas observer les actions de ces propriétaires. On se retrouve donc avec un problème typique de « principal-agent ».<sup>7</sup>

La question qui se pose donc est de savoir, dans une perspective d'efficacité économique, si la société doit compenser les propriétaires lorsque le gouvernement décide de restreindre les usages de leurs terres pour protéger des espèces menacées. Commençons par les arguments en faveur d'une compensation par l'État de ces propriétaires.

## **2.1 Arguments en faveur d'une compensation**

Un argument en faveur de la compensation a déjà été illustré plus haut : une réglementation sans compensation peut avoir des effets opposés à ceux désirés, et cela pour deux raisons. Tout d'abord, l'État ne peut souvent pas faire respecter la loi protégeant les espèces

menacées car il lui est impossible d'observer les actions de tous les propriétaires concernés. En second lieu, comme illustré dans la note 7, la législation sur une action peut avoir des incitations inattendues, et dommageable, sur d'autres comportements des propriétaires.

Blume et Rubinfeld (1984) avancent trois autres raisons en faveur de la compensation. Tout d'abord, le paiement d'une compensation peut être considéré par les propriétaires comme une assurance contre les effets négatifs des réglementations gouvernementales. Il n'existe pas, en effet, d'assurance privée contre les effets négatifs du zonage. L'absence d'un marché pour couvrir ce genre de risque peut être vue comme une défaillance du marché qui pourrait justifier une intervention du gouvernement. Si le gouvernement compensait adéquatement les propriétaires dont il restreint les droits de propriété, ceux-ci ne seraient alors pas tentés de développer leurs terres plus qu'il n'est socialement efficace.

Mais l'absence de compensation a une autre conséquence si les propriétaires sont averses au risque, une hypothèse généralement acceptée. En effet, on peut montrer que l'absence de compensation a les mêmes effets sur leur décision qu'un coût, et que ce coût est d'autant plus grand que les propriétaires sont plus averses au risque. Cela peut conduire à une utilisation des terres qui n'est pas socialement optimale.<sup>8</sup>

Troisièmement, si le gouvernement n'a pas à dédommager les propriétaires lorsqu'il place des restrictions sur leur droit de propriété, il aura tendance à protéger plus d'habitats qu'il n'est socialement efficace car il ne sera pas conscient du coût réel de ses actions. Ce phénomène est connu dans la littérature économique sous le nom « d'illusion fiscale ».

## **2.2 Arguments contre une compensation**

Plusieurs auteurs sont au contraire opposés à ce type de dédommagement (par exemple, Goldstein et Watson, 1997). Ils font tout d'abord remarquer que les droits de propriété ne sont pas immuables et qu'ils changent fréquemment au fur et à mesure que ces droits sont « découverts », parfois sous la pression de changements technologiques. Ainsi, les terres humides ont été vues pendant longtemps comme de mauvaises terres qui servent de refuge à des parasites ou à des moustiques porteurs de maladie. Personne n'avait d'objection à ce qu'elles ne soient drainées pour être cultivées. De nos jours, au contraire, elles ont une dimension de bien public car elles abritent des écosystèmes fragiles et offrent de nombreux services tels que la

protection contre les crues et la purification des eaux de surface. Il peut donc sembler injuste d'avoir à payer pour empêcher des actions contraires au bien public.

Un second argument contre la compensation est qu'elle serait très coûteuse à mettre en place car il est tout aussi difficile de déterminer une compensation efficace qu'une compensation équitable. En effet, pour déterminer la compensation d'une propriétaire, il faudrait connaître les différentes possibilités de développement qui s'offrent à elle. Elle aura donc intérêt à avoir un comportement stratégique en prétendant que les limitations de ses droits de propriété lui coûtent très cher. Il serait probablement long et coûteux pour le gouvernement de réfuter ces demandes devant un tribunal.

Encore plus difficile à observer est l'aversion au risque des propriétaires, une composante importante de la détermination d'une compensation efficace (Blume et Rubinfeld, 1984). D'une façon générale, cette ligne d'attaque du principe des compensations aux propriétaires repose sur le fait qu'il n'est pas possible de résoudre le problème efficacement par la négociation (voir Coase, 1960) : les coûts de transaction sont élevés car l'information est asymétrique et le nombre d'agents impliqués est nombreux.<sup>9</sup>

Un autre argument contre la compensation par l'État vient de l'inefficacité liée à la perception de taxes pour financer les dépenses publiques. Pour le Canada, on peut extrapoler les résultats de Fortin et Lacroix (1994) qui estiment, pour le Québec, que le coût marginal des fonds publics est compris entre 1.39 \$ et 1.53 \$.

Enfin, une fois que des fonds publics ont été mobilisés pour compenser les propriétaires, la mise en place d'un mécanisme de paiement peut elle aussi être problématique. Ainsi, il ne semble pas efficace de demander aux agences chargées de la protection des habitats naturels de compenser les propriétaires à partir de leur propre budget, car cela introduirait un désincitatif dans la conduite de leur mandat (voir la théorie des choix publics). Contraindre ces agences à demander au pouvoir législatif des fonds au cas par cas paraît encore plus inefficace étant donné la lenteur du processus législatif.

Le problème de la compensation suite à une limitation des droits de propriété ne semble donc pas pouvoir être tranché simplement sur la base d'arguments liés à l'efficacité. D'autres considérations telles que l'acceptabilité politique doivent aussi être prises en compte. Cependant,

une fois que des objectifs de conservation et de dédommagement ont été sélectionnés, ils devraient être mis en oeuvre d'une façon aussi efficace que possible.

### **3. QUELQUES MÉCANISMES MIXTES**

La discussion précédente a justifié la nécessité de considérer des mécanismes de conservation qui permettent de protéger des zones viables du point de vue biologique sans nécessiter d'importantes dépenses de fonds publics. Ces mécanismes sont nécessairement mixtes, c'est à dire un mélange de mesures réglementaires et de mesures économiques, car on a vu qu'une réglementation pure pouvait conduire à l'inverse du résultat désiré et que des mesures économiques pures ne pouvaient pas être mises en place en raison de l'incertitude qui entoure les bénéfices de la biodiversité et des difficultés à définir des droits de propriété.

Nous considérons deux mécanismes qui font appel à l'efficacité d'un marché de droits mis en place par un ensemble de réglementations, afin de protéger les habitats de façon cohérente: les banques de conservation et les systèmes de droits de développement transférables (SDDT). Les banques de conservation donnent lieu à un marché sur des « parts d'écosystèmes », dont la conservation est le but recherché par le gouvernement, tandis que les SDDT sont organisées autour de droits de développement.

#### **3.1 Les banques de Conservation**

Les banques de conservation ont vu le jour en 1995 en Californie. Elles constituent une généralisation à d'autres écosystèmes des banques de mitigation pour les terres humides qui ont été conçues pour rendre plus flexible l'application de la loi sur la protection des terres humides aux États-Unis (section 404 du *Clean Water Act*<sup>10</sup>).

Commençons donc par rappeler le principe de fonctionnement des banques de mitigation des terres humides. L'objectif de la loi sur la protection des terres humides est d'éviter une perte globale « en superficie » de terres humides suite à des activités humaines. Initialement, la destruction ou la perturbation de terres humides devait s'accompagner d'une mitigation<sup>11</sup> in-situ, c'est-à-dire que ces terres humides devaient être restaurées, soit sur le site même soit sur un site adjacent, sous la responsabilité légale du promoteur de l'activité destructrice.

Il est cependant apparu que la mitigation in-situ présentait régulièrement des carences graves. D'une part, comme la technologie pour produire des terres humides est encore très imparfaite, les créations de terres humides ont souvent conduit à des milieux écologiquement pauvres, différents de ceux qu'elles cherchaient à remplacer. De plus, la mitigation in-situ aboutit à un morcellement des terres humides et l'entretien à long terme des sites qui ont fait l'objet de mitigation in-situ est souvent négligé.<sup>12</sup> Sur le plan administratif enfin, la mitigation in-situ demande un examen au cas par cas de chaque projet, ce qui peut se révéler très lourd et coûteux, à la fois pour les agences régulatrices et pour les promoteurs dont les projets sont bloqués pendant de longues périodes.

Les banques de mitigation pour les terres humides ont donc été mises en place par les pouvoirs publics pour remédier aux problèmes écologiques et administratifs de la mitigation in-situ. Dans ce système, la mitigation peut être réalisée hors site, par l'intermédiaire de terres humides mises de côté dans une « banque », dont le gestionnaire a la responsabilité légale de la réussite de la mitigation. Une banque de mitigation peut être créée par une agence publique (par exemple l'agence en charge des routes d'un état) ou par un investisseur privé, suite à l'approbation des autorités régulatrices compétentes.

Si des promoteurs montrent que leur projet ne peut raisonnablement éviter la destruction de terres humides, ils peuvent acheter un certain nombre de « crédits » auprès d'une banque de mitigation, après accord des autorités compétentes. Ces autorités s'assurent que la banque gère des terres humides équivalentes à celles qui vont disparaître et elle fixe le nombre de crédits (souvent la surface équivalente) nécessaires pour compenser leur perte<sup>13</sup>. Une fois la transaction acceptée, une servitude de conservation est placée sur les terres correspondantes à ces crédits. Ces terres ne peuvent pas servir de compensation lors d'une autre mitigation et elles sont gérées à perpétuité comme des terres humides.

En dépit des problèmes liés à l'application de ce système (voir plus bas), il a connu un succès certain qui traduit le besoin de flexibilité par rapport à la législation initiale qui mandatait le recours à la mitigation in-situ. Ainsi, une étude réalisée en 1995 pour le compte du *Army Corps of Engineers*, a recensé 77 banques « commerciales » dont 24 étaient en opération alors que les autres étaient en préparation (voir IWR, 1995a, 1995b, 1996).



Les banques de conservation sont une généralisation des banques de mitigation pour les terres humides, avec l'avantage additionnel que leur fonctionnement est beaucoup plus flexible. D'une part, les banques de conservation ne sont pas limitées aux terres humides : elles incluent les habitats de toutes les espèces menacées ou en voie de disparition, les terres humides, même saisonnières et leurs alentours, les habitats riverains, ainsi que les corridors entre les zones protégées. De plus, il est permis à un promoteur dont un projet nécessite la destruction de terres écosensibles d'acheter des crédits correspondant à des terres qui ont au moins la même valeur écologique, mais qui ne correspondent pas nécessairement au même type d'écosystème. Enfin, les « crédits » d'une banque de conservation proviennent de la création, de la restauration ou simplement de la protection de terres qui ont été attribuées une valeur écologique par une agence régulatrice.

Le principe de fonctionnement d'une banque de conservation est semblable à celui d'une banque de mitigation pour les terres humides. Elle peut être gérée par un organisme privé, public ou par une organisation non gouvernementale. Elle peut opérer dans une zone géographique bien définie, selon un plan de gestion approuvé par les agences régulatrices. Celui-ci doit comporter spécifiquement des mesures pour assurer son fonctionnement lorsque ses crédits sont épuisés. De plus, son gérant doit remettre un rapport annuel aux agences régulatrices.

Comme la création des banques de conservation est encore très récente (1995) et limitée pour l'instant à la Californie, il est difficile d'en faire une évaluation. On peut cependant discuter les avantages et les inconvénients potentiels de cette approche, en se basant partiellement sur l'expérience accumulée avec les banques de mitigation pour les terres humides (voir Shabman et al., 1997). On peut aussi noter que dès 1996, soit un an après l'introduction de la législation sur les banques de conservation, on comptait déjà 36 de ces banques. Le Tableau 1 résume quelques caractéristiques des banques de conservation à la fin de 1996.

L'établissement de banques de conservation présente plusieurs avantages. Sur le plan écologique tout d'abord, ce système évite la fragmentation des habitats comme c'est souvent le cas avec la mitigation in-situ. Un grand espace de conservation est susceptible d'être plus résilient et donc plus viable d'un point de vue biologique. De plus, une banque de conservation peut être établie bien avant la réalisation d'un projet particulier, ce qui diminue les risques d'échec écologique, alors que la mitigation in-situ est généralement réalisée concurremment à un

projet. Enfin, on peut penser que ce système accroît les chances de succès en introduisant un partenariat qui ne se limite pas à un projet entre le gérant d'une banque de conservation et les agences régulatrices. Celles-ci peuvent renforcer ce partenariat par un incitatif économique, en imposant par exemple aux gérants de banques de conservation de placer en fiducie des bons de performance<sup>14</sup> lors de la vente de crédits écologiques.

Sur le plan économique, la création d'un grand espace de conservation permet de bénéficier d'économies d'échelle pour la construction, l'entretien et la surveillance des terres qui servent de crédit écologique. Cela facilite aussi le travail de surveillance des agences régulatrices. De plus, la mise en place d'un système de banques de conservation peut simplifier les procédures administratives liées à la mitigation, réduisant ainsi les coûts de transaction. Mais surtout, ce système permet aux pouvoirs publics de s'en remettre aux bénéficiaires du développement pour compenser les propriétaires terriens affectés par les efforts de conservation.

Un problème potentiel grave avec ce système vient d'une de ses qualités: sa grande flexibilité. À priori, la possibilité de pouvoir compenser la destruction d'un type d'écosystème par un autre peut sembler avantageuse à un promoteur, mais dangereuse à un écologiste pour qui différents écosystèmes ne sont pas substituables. Malheureusement, il est généralement très difficile de quantifier la valeur des services écologiques car une grande partie de ces services n'ont pas de valeur marchande. Des méthodes de valuation hypothétiques, telles que la valuation contingente, ont été développées pour attribuer un montant aux services non-marchands, mais leur application pour quantifier la valeur d'écosystèmes est controversée (Vatn et Bromley, 1994). D'autre part, des complexités biologiques rendent parfois difficile les échanges même entre écosystèmes semblables.<sup>15</sup>

Cette incertitude sur le taux de substitution entre écosystèmes rend donc cruciale l'intervention des agences régulatrices et pourrait conduire à des procès intentés à la fois par les promoteurs ou par des écologistes pour contester telle ou telle décision administrative. Cela pourrait accroître sensiblement les coûts de transaction et effacer une partie des gains d'échange d'un système de marché. Ce problème pourrait être d'autant plus sérieux que les écosystèmes à l'intérieur de la zone d'opération d'une banque sont variés. Dans ce cas, les détails d'implémentation de ce système seront cruciaux pour sa viabilité, en raison de leur impact à la

fois sur la création de banques de conservation et sur la demande de « crédits » écologiques. Seule l'expérience permettra de juger de l'efficacité des banques de conservation.

### **3.2 Les Systèmes de Droits de Développement Transférables (SDDT)**

Les systèmes de droits de développement transférables sont utilisés depuis de nombreuses années notamment pour contrôler le développement urbain. Ils semblent avoir reçu peu d'attention dans la littérature économique récente, après plusieurs études publiées à la fin des années 70 ( voir par exemple Mills, 1980). Ils sont pourtant cousins des systèmes de permis pour le contrôle de la pollution, comme le système américain de permis échangeables pour le contrôle du SO<sub>2</sub>, ou le programme RECLAIM pour le contrôle de la qualité de l'air en Californie du Sud.

Les SDDT combinent un zonage avec un marché pour échanger des droits de développement. Ils reposent sur un raffinement des droits de propriété, en créant explicitement un droit de développement (qui inclut par exemple le droit de construire). Un SDDT comprend trois éléments: une zone d'envoi (zone à protéger), une zone de réception (zone à développer), et un mécanisme de transfert des droits de développement d'une parcelle du site d'envoi vers un site de réception.

La zone d'envoi comprend un ensemble de terrains qui ont une valeur environnementale.<sup>16</sup> Le propriétaire d'une parcelle dans la zone d'envoi peut vendre les droits de développement liés à son terrain, après quoi, il ne lui est plus permis d'y construire. Ce changement est enregistré avec le titre de propriété par l'imposition d'une servitude de conservation perpétuelle. Si des droits de développement sont achetés par le propriétaire d'un terrain dans une zone de réception, celui-ci a alors le droit d'accroître la densité de logements sur son terrain, en tenant compte bien sûr de la limite sur le nombre de crédits qui peuvent être transférés à un endroit.

Les droits de développement émanant d'une parcelle n'ont pas à être utilisés immédiatement. Ils peuvent être conservés indéfiniment (système dit de *banking*). Une municipalité (ou une ONG) peut aussi acheter et vendre des droits de développement. L'échange de droits de développement peut se faire par l'intermédiaire d'agents immobiliers ou par un organisme créé spécialement à cet effet.

Un SDDT peut être mis en place par une municipalité, pour rendre un zonage plus acceptable politiquement, ou par une agence régionale pour protéger un écosystème régional.<sup>17</sup>

De plus, un SDDT peut être volontaire ou obligatoire. Dans un programme volontaire, les propriétaires peuvent choisir de faire partie ou non des zones d'envoi ou des zones de réception et chaque transaction de droit de développement est traitée au cas par cas, ce qui alourdit la procédure administrative. Un système volontaire est sans doute moins bien adapté à la protection des habitats naturels car il ne garantit pas des zones d'habitat cohérentes.

Les SDDT sont maintenant utilisés dans plusieurs pays, et notamment aux États-Unis, en Australie et en Nouvelle-Zélande. En 1994, il y avait une centaine de SDDT aux États-Unis, le plus grand nombre d'entre eux en Californie.

Un des SDDT les plus importants a été implanté dans la région des Pinelands, au sud du New Jersey, dans le cadre d'un plan régional pour protéger des écosystèmes uniques. La région des Pinelands comporte un peu plus de 1 million d'acres de forêts de pins, de terres humides et de terres cultivées, saupoudrées de hameaux pittoresques, avec également plusieurs installations militaires. Cette région abrite 580 espèces de plantes, près de 300 espèces d'oiseaux, une soixantaine d'espèces de reptiles et d'amphibiens, environ 90 espèces de poissons et une quarantaine d'espèces de mammifères. Une quarantaine d'espèces animales et plus d'une cinquantaine d'espèces de plantes sont menacées en raison des pressions démographiques conjuguées de Philadelphie, du nord du New Jersey et d'Atlantic City au sud. En 1978, le Congrès des États-Unis a donc créé le *Pinelands National Reserve* et il a chargé une commission spéciale de définir un plan de développement et de coordonner l'action des municipalités incluses dans le territoire du domaine des Pinelands. Cette commission a défini 8 zones à l'intérieur desquelles différents niveaux de développement peuvent avoir lieu. La zone la plus protégée est le district de préservation (*preservation area district*) qui représente 295 000 acres constituées surtout de forêts et de terres humides. Dans la plupart des autres zones, qui incluent notamment la zone de forêts, la zone agricole, ou les zones dites rurales, le développement est limité. Par contre, de nouvelles constructions peuvent être érigées dans plusieurs zones de développement qui ont une superficie de 80 000 acres.

Le SDDT des Pinelands, qui est obligatoire, assigne des crédits de développement aux terres situées dans le district de préservation, les zones agricoles, et les zones agricoles spéciales. Il est généralement impossible de construire sur ces terres (à quelques exceptions près), mais les crédits de développement qui y sont attachés peuvent être vendus. Ils peuvent être utilisés dans

les zones de développement, soumises à des contraintes de zonage déterminées par les municipalités, pour augmenter la densité de construction. Un crédit donne droit à quatre unités d'habitation supplémentaires par acre.

Les crédits de développement peuvent être échangés librement entre vendeurs et acheteurs. En 1985, l'état du New Jersey a créé la *Pinelands Development Credit Bank* qui achète et vend des droits de développement, les accepte comme garantie de prêts, et maintient un registre des acheteurs et des vendeurs. Les droits de développement de plus de 12 000 acres ont ainsi été échangés jusqu'à présent.

Un SDDT offre de nombreux avantages. Tout d'abord, il permet de préserver les habitats des espèces menacées dans des espaces cohérents d'un point de vue biologique sans figer le développement. Il peut être appliqué à tous les types d'écosystèmes. Comme les banques de conservation, un SDDT permet aux propriétaires de terres dont le développement est limité afin de protéger des habitats de se faire compenser par les bénéficiaires directs du développement. Cela permet la protection de zones écosensibles étendues et cohérentes sans nécessiter la sortie de fonds publics<sup>18</sup>. Enfin, un SDDT peut être mis en place facilement par une municipalité ou une agence régionale de développement.

Un SDDT semble donc résoudre les difficultés principales du problème de la compensation des propriétaires de terres dont le développement doit être limité afin de préserver des habitats d'espèces menacées.

Cependant, les détails de mise en place d'un SDDT peuvent conditionner son acceptabilité sur le plan politique, même si à priori, la mise en place d'un zonage est susceptible de conduire à moins de poursuites judiciaires. Ainsi, les propriétaires des terres de la zone d'envoi peuvent être réticents car le prix de leurs crédits de développement est incertain. De plus, des prix trop élevés pour les droits de développement peuvent décourager la construction de logements sociaux. Une subvention à leur construction pourrait alors s'avérer nécessaire.

#### **4. L'EXPÉRIENCE CANADIENNE**

Nous examinons maintenant les mesures prises jusqu'à présent au Canada pour protéger les habitats sur terres privées des espèces menacées. Ces mesures combinent souvent un instrument économique<sup>19</sup> avec une réglementation, pour les raisons expliquées ci-dessus. Au Canada, trois

types d'instruments ont été privilégiés: les servitudes de conservation, les ententes de gestion et les incitatifs fiscaux. Les incitatifs fiscaux accompagnent souvent les autres types de mesures pour les rendre plus attrayantes. Dans ce qui suit, nous n'avons pas l'ambition de donner une image exhaustive de l'expérience Canadienne, mais simplement de donner un aperçu de la politique suivie jusqu'à ce jour.

#### **4.1 Les servitudes de conservation**

Une servitude est un contrat, négocié volontairement entre un propriétaire et un bénéficiaire public ou privé, par lequel le propriétaire accepte l'imposition souvent perpétuelle de clauses restrictives ou d'obligations affirmatives sur l'usage de sa propriété; il renonce par exemple au développement ou s'engage à des activités de conservation. Une servitude est enregistrée dans le titre de propriété et elle lie donc le propriétaire et ses successeurs.

Avec les ententes de gestion, les servitudes de conservation sont de plus en plus populaires en Amérique du Nord. En 1994 aux États-Unis, elles étaient appliquées à 62% des terres protégées par les organismes privés contre seulement 42% en 1990, mais souvent en association avec d'autres mesures. Au Canada, plusieurs provinces (notamment la Colombie-Britannique et l'Ontario) ont récemment modifié leur législation afin de reconnaître explicitement les servitudes de conservation et d'autoriser des organisations privées (et dans certains cas des individus) à les acquérir. Dans ces provinces, on a assisté au développement d'initiatives privées en faveur de la conservation d'espaces naturels, mais ces changements sont récents et leur portée est difficile à évaluer. Ainsi, en Colombie Britannique, suite à la modification du *Land Title Act* en 1994, une trentaine seulement d'organisations privées ont demandé une autorisation générale pour acquérir des servitudes de conservation. Peu d'incitatifs fiscaux ont été instaurés pour favoriser l'acceptation de servitudes par les propriétaires. En Ontario, la réforme de 1994 du *Conservation Land Act (Bill 175)* a autorisé les organisations de conservation qualifiées à acquérir des servitudes, mais cette possibilité a été encore peu utilisée. Au début de 1997, seuls le Québec, le Nouveau-Brunswick et les Territoires du Nord-Ouest n'avaient pas encore de législation pour l'utilisation de servitudes de conservation pour protéger les espèces en voie de disparition.

## 4.2 Les ententes de gestion

Les ententes de gestion ou les programmes de partage des coûts sont des contrats à durée déterminée par lesquels les propriétaires s'engagent à respecter des clauses relatives à la gestion de leur propriété, comme par exemple ne pas cultiver leur terre ou restaurer des habitats naturels. Les ententes de gestion peuvent être acceptées sur une base purement volontaire ou contre une compensation liée au respect du contrat. Depuis quelques années, les ententes de gestion se sont multipliées au Canada, mais il n'y a pas encore eu, à notre connaissance, d'évaluation de ces programmes.

Un des accords les plus importants est le *Plan nord-américain de Gestion de la Sauvagine (PNAGS)* qui a été signé en 1986 pour 15 ans par le Canada et les États-Unis et, depuis 1988, par le Mexique. Son objectif est de contrecarrer le déclin de la population de la sauvagine, observé dans les années 70 et 80, en assurant la protection et la restauration de ses habitats. Ce plan cherche à favoriser la coopération entre toutes les parties concernées (gouvernements, organisations de conservation, propriétaires privés). Les objectifs sont définis à l'échelle des régions par des partenariats comme le *Partenariat des habitats de l'Est*.

Dans le cadre de ce partenariat, *Ducks Unlimited (DU)* a instauré le programme d'assistance *Ontario Land Care* pour favoriser des pratiques agricoles compatibles avec la préservation de la faune grâce à une assistance technique et financière. Des exemples d'intervention incluent la mise en place d'un système de gestion des pâturages (jusqu'à 70% des coûts pris en charge par *DU*), le paiement d'une compensation financière pour retarder la coupe du foin et protéger ainsi des nids (10 \$ par acre), la location de terres marginales pour les retourner à l'état sauvage (loyer entre 15 et 25 \$ par acre), ou l'attribution de subventions pour clôturer des terres humides et empêcher leur accès au bétail (jusqu'à 100% des coûts).

Sur l'Île-du-Prince-Edouard, dix programmes d'entente de gestion ont vu le jour. Parmi ceux-ci, le *Livestock Fencing and Watering Program* entreprend de clôturer les terres humides et de fournir d'autres accès à des sources d'eau pour le bétail (65% des coûts de clôture et d'aménagement d'alternatives sont alloués). Le *Small Marsh Restoration Program* cherche à éliminer la végétation excessive des marais par des contrats de 10 à 15 ans avec des propriétaires. Le *Greenbelt Program* a pour objectif de protéger des zones de transition aux abords de terres

humides. Une première évaluation de ces programmes semble montrer un taux élevé de respect des clauses de conservation.

### **4.3 Les incitatifs fiscaux**

Les incitatifs fiscaux sont souvent utilisés pour renforcer d'autres mesures de conservation. Ils peuvent prendre des formes variées, comme un traitement fiscal favorable pour les aménagements bénéfiques à la faune ou pour les servitudes de conservation. Ils peuvent aussi consister à éliminer des mesures qui favorisent le développement de terres écosensibles. C'est le cas par exemple d'une réduction de la taxe foncière. Comme celle-ci est calculée à partir la valeur marchande d'une terre, le propriétaire d'une terre écosensible située dans une zone en plein développement risque de voir sa taxe foncière augmenter sensiblement, ce qui peut l'inciter à développer sa terre pour s'acquitter de cette taxe. Baisser la taxe foncière des terres écosensibles peut donc aider à les conserver. Le Tableau 2 présente un résumé des différentes mesures fiscales qui peuvent être utilisées pour favoriser des efforts de conservation par les propriétaires privés.

Pour illustrer le fonctionnement des incitatifs fiscaux, considérons le cas des taxes foncières et des servitudes de conservation. Une première possibilité est de réduire l'évaluation foncière d'une terre avec une servitude de conservation, puisque l'évaluation foncière sert de base aux taxes foncières et qu'une servitude de conservation diminue la valeur marchande d'une propriété en limitant ses usages. C'est ce qui se fait par exemple en Colombie-Britannique (Attridge, 1997).

Une seconde possibilité est bien sûr d'exonérer de taxe foncière les terres avec des servitudes de conservation, comme c'est le cas dans l'Île-du-Prince-Edouard pour les propriétaires qui acceptent une servitude de conservation sur des terres désignées « réserve naturelle » par la province. En Colombie-Britannique, un projet de loi récent (*Bill 26, 1997*) permet aux municipalités d'exempter de taxes municipales les terres assujetties d'une servitude de conservation. Ce projet prévoit également qu'en cas de non respect des clauses de la servitude, le propriétaire doit repayer les taxes foncières épargnées avec intérêts.

Une troisième possibilité est d'exonérer les terres qui ont une servitude de conservation du droit de mutation immobilier.<sup>20</sup> En Colombie Britannique, les terres qui ont des servitudes de



conservation en faveur de la Couronne ne sont pas sujettes à une telle taxe, à condition d'obtenir l'autorisation du ministre, une procédure malheureusement très lourde qui limite beaucoup l'application de cette règle. Il faut noter cependant que dans la plupart des cas, le transfert d'une partie des droits de propriété (comme dans le cas d'une servitude de conservation) ne donne pas lieu au paiement de cette taxe.<sup>21</sup>

Les mesures fiscales peuvent aussi être utilisées pour stimuler les activités des organismes de conservation. D'une part, un traitement fiscal favorable des dons versés à des organisations de conservation peut influencer favorablement les dons des propriétaires privés. D'autre part, l'exonération d'impôts fonciers sur des terres détenues par des organismes de conservation leur permet d'acquérir plus de terres. En 1997, toutes les provinces accordaient une exonération d'impôts fonciers aux organismes de conservation, sauf le Manitoba, le Québec, l'Île du Prince Édouard, et le Yukon. Il est à noter qu'aux États-Unis, même si les organismes de conservation reconnus sont généralement exempts de taxes foncières, certains décident quand même de payer ces taxes pour éviter une perception négative de la communauté.<sup>22</sup>

#### **4.4 Synthèse**

Les mesures utilisées jusqu'à présent au Canada pour protéger les habitats naturels sont utiles et elles vont continuer à jouer un rôle important à l'avenir. Les instruments mis en oeuvre sont flexibles et ils permettent des initiatives de conservation publiques ou privées à des coûts souvent inférieurs à l'achat direct d'une terre.

Cependant, ces mesures souffrent de plusieurs limitations importantes. Tout d'abord, les servitudes de conservation et les ententes de gestion sont des instruments ponctuels, qui peuvent conduire à un morcellement des habitats qui n'est pas viable sur le plan biologique dans le long terme. En effet, ces mesures sont négociées sur des bases volontaires et elles ne permettent donc pas de garantir l'intégrité d'écosystèmes de taille suffisante. De plus, ces négociations peuvent donner lieu à des frais de transaction élevés.

D'autre part, leur respect à long terme semble être un problème sérieux. C'est particulièrement le cas pour les servitudes de conservation, surtout lorsqu'il y a changement de propriétaire.<sup>23</sup> Les ententes de gestion semblent mieux respectées car celles-ci sont renouvelables périodiquement. Cependant, ces ententes sont temporaires par nature et par

conséquent les efforts de conservation peuvent être perdus si elles ne sont pas renouvelées. En outre, pour des efforts de conservation à long terme, la location de droits à des fins de conservation peut finir par coûter plus cher que l'achat de la terre ou l'imposition de servitudes de conservation.

Les incitatifs fiscaux peuvent clairement favoriser l'adoption de servitudes ou la signature d'ententes de gestion. De plus, s'ils consistent en des paiements annuels, ils offrent un moyen de pression sur les propriétaires en cas de non-respect des accords de conservation. Mais leur emploi systématique serait probablement fort coûteux pour la collectivité.

Des mesures plus globales semblent donc s'imposer. Mais comme des interventions « classiques » des pouvoirs publics, tel que l'achat de terres, seraient sans doute prohibitives, il serait important de considérer des mécanismes où les bénéficiaires directs des restrictions du développement de certaines terres indemnisent ceux qui subissent ces restrictions.

## **5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS**

Dans ce texte, nous avons examiné la problématique de la protection des habitats d'espèces menacées situés sur des terres privés. Nous avons vu qu'une question centrale est le dédommagement des propriétaires terriens qui subiraient des pertes suite à la limitation de leurs droits pour préserver des habitats naturels. En prenant l'efficacité comme critère de décision, nous avons vu que ceux-ci devraient être compensés, mais que la compensation par l'État pouvait soulever des difficultés pratiques considérables. Une solution pour résoudre ce dilemme est de mettre en place un mécanisme qui permette aux perdants de mesures pour protéger les habitats naturels d'être compensés par les bénéficiaires directs du développement d'autres terres.

Le Canada n'échappe pas aux pertes de biodiversité car de nombreux habitats d'espèces menacées sont situés sur des terres privées. Ils sont donc menacés à plus ou moins long terme. Un tour d'horizon rapide des mesures prises jusqu'à présent au Canada a montré que seules des mesures ponctuelles avaient été appliquées. Les mesures disponibles, c'est-à-dire les servitudes de conservation et les ententes de gestion agrémentées de quelques mesures fiscales, sont flexibles et utiles pour une protection locale. Mais elles ne permettent pas d'assurer une protection cohérente des habitats des espaces menacés à moindre coût. Elles sont donc insuffisantes.

La première étape vers la solution de ce problème consiste à recueillir des données biologiques et géographiques et à établir une liste des espèces menacées et en voie de disparition. Cette cueillette d'information est bien sûr un préalable à tout plan d'action. La seconde étape consiste à étudier et à adopter d'autres instruments qui permettent une protection plus efficace d'un point de vue biologique des habitats, sans exercer une ponction additionnelle sur les fonds publics. Nous avons présenté deux mécanismes qui permettent, en théorie du moins, d'atteindre ce résultat : les banques de conservation et les systèmes de droits de développement transférables. Notre discussion suggère que les SDDT ont plus de potentiel car ils mettent en place un système de marché qui porte sur un droit qui peut être défini précisément, alors que les banques de conservation reposent sur l'échange d'unités qui sont relativement mal définies (des unités d'écosystèmes). Étant donné l'ampleur du problème et son urgence, la prochaine proposition sur la protection des espèces menacées devrait débattre de l'adoption de ces nouveaux instruments.

## RÉFÉRENCES

- Attridge I.C. (1997). « Estimation et imposition des services fonciers de conservation au Canada, » Conseil nord-américain de conservation des terres humides, Rapport 97-1, Ottawa.
- Barla, P. et J.-D. Saphores (1997), *Les mesures de protection des habitats fauniques en terres privées : les instruments économiques*, Rapport réalisé pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, <http://ceteris.ecn.ulaval.ca/green/rapports/rapports.htm>.
- Blume, L, et D. Rubinfeld (1984), « Compensation for takings : an economic analysis, » *California Law Review*, 72 : 569-628.
- Blume, L, D. Rubinfeld, et P. Shapiro (1984), « The taking of land : when should compensation be paid? ,» *Quarterly Journal of Economics*, 99(1): 71-92.
- CERES (1996), <http://ceres.ca.gov/topic/banking.html>, informations sur les banques de conservation par le *California Environmental Resources Evaluation System*.
- Coase, R. (1960), « The problem of social cost, » *Journal of Law and Economics*, (Oct.): 1-44.
- COSEWIC (1998), <http://www.cosewic.gc.ca/CSEMDC/History.cfm>, mise à jour 31/03/98.
- Fortin, B. et G. Lacroix (1994), « Labour supply, tax evasion, and the marginal cost of public funds. An empirical investigation, » *Journal of Public Economics* 55: 407-431.
- Goldstein, J. (1991), « The prospect for using market incentives to conserve biological diversity, » *Environmental Law*, 21: 984-1013.
- Goldstein, J.H. et W.D. Watson (1997), « Property rights, regulatory taking, and compensation : implications for environmental protection, » *Contemporary Economic Policy* XV: 32-42.
- Inglis S.D., P.A. Thomas et E. Child (1995), *Protection of Aquatic and Riparian Habitat on Private Land, Evaluating the Effectiveness of Covenants in the City of Surrey*, Gouvernement du Canada. Ottawa, Pêches et Océans Canada.
- IWR (1995a), *Commercial wetlands mitigation credit markets: theory and practice*, Rapport 94-WMB-7, novembre.
- IWR (1995b), *Watershed-based wetlands planning: a case study report*, Rapport 94-WMB-8, décembre.
- IWR (1996), *Commercial Wetland Mitigation Credit Ventures: 1995 National Survey*, Rapport 94-WMB-9, août.

- Laffont, J.-J. (1991), *Économie de l'incertain et de l'information*, Economica, Paris.
- Mills, D.E. (1980), « Transferable Development Rights Markets, » *Journal of Urban Economics* 7 : 63-74
- OCDE (1995), *Making Markets Work for Biological Diversity: The Role of Economic Incentive Measures*, revised draft final report, OCDE, Paris.
- Polasky, S., H. Doremus, et B. Rettig (1997), « Endangered Species Conservation on Private Land, » *Contemporary Economic Policy* XV: 66-76.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman et T. M. Brooks (1995), « The Future of Biodiversity, » *Science* 269: 347-350.
- Schwindt, R. et S. Globerman (1996), « Taking of Private Rights to Public Natural Resources: A Policy Analysis, » *Analyse de Politiques* XXII (3): 205-224.
- Shabman, L., P. Scodari, et R. Brumbaugh (1997). « Maintaining Wetland Ecosystems Through Wetlands Mitigation Credit Trading: Lessons Learned, » texte présenté au colloque de l'AERE, à Annapolis, Maryland.
- Stroup, R. L. (October 1997), « The Economics of Compensating Property Owners, » *Contemporary Economic Policy* XV: 55-65.
- Sutherland, B. (1996), *Enhancing Nature Conservation on Private Land in Nova Scotia : A Case Study*, Masters Thesis, Dalhousie University, Halifax.
- The Gazette (30 janvier 1997), « Wildlife Knows no Boundaries, Needs Protection, » Editorial Section, Page B2.
- Vancouver Sun (10 décembre, 1996), « It's time to ask questions about Bill C-65; No one should overlook the dire social consequences the endangered species legislation could have in British Columbia, » Business section, page D2.
- Vatn, A. et D.W. Bromley (1994), « Choices without Prices without Apologies, » *Journal of Environmental Economics and Management*, 26(2) : 129-48.

Tableau 1 : Caractéristiques des banques de conservation

---

Nombre de banque existante ou sous forme de projet: 36  
 Superficie moyenne: 427 acres (variant de 12 à 1 840 acres)  
 Superficie totale: 15 375,8 acres  
 Nature de la gouvernance: 27% organisme public, 43% firme privée et 30% organisation non gouvernementale

---

Source: CERES (1996)

Tableau 2: Mesures fiscales pour favoriser les efforts de conservation des propriétaires privés.

Type d'impôt	Aspect fiscal
Impôt sur le revenu	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Traitement fiscal des donations (y compris donations de servitudes) de terres écosensibles</li> </ul>
Impôt foncier	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Taux de taxe foncière</li> <li>• Évaluation foncière de terrains avec servitude</li> <li>• Droit de mutation immobilière</li> </ul>
Autres incitatifs fiscaux	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Crédit d'impôt pour activités de conservation</li> </ul>

---

---

<sup>1</sup> Une espèce endémique vit seulement dans une zone peu étendue et bien délimitée.

<sup>2</sup> Au début de 1998, il y avait près de 307 espèces officiellement en péril au Canada (COSEWIC, 1998). Dans cette catégorie, on retrouve les espèces désignées dans les catégories disparue, disparue au Canada, en danger de disparition, menacée, ou vulnérable. Le nombre réel d'espèces menacées pourrait être plus élevé en raison de la lenteur du processus de désignation des espèces menacées et de l'insuffisance des informations biologiques.

<sup>3</sup> Les terres privées tendent à être situées au sud du Canada, où le climat est plus clément, et au bord de cours d'eau ou de lacs. Or ces terres sont plus propices à une faune et une flore diverses que des terres plus froides, éloignées des ressources en eau.

<sup>4</sup> Ce chiffre exclut cependant les aires de mise à bas du caribou au nord du 52<sup>e</sup> parallèle.

<sup>5</sup> Dans la suite, dans le but d'alléger le texte, nous ne distinguons souvent plus entre espèces menacées et espèces en voie de disparition.

<sup>6</sup> Il y a cependant quelques cas (comme par exemple pour plusieurs espèces d'oiseaux de mer en Islande, voir Goldstein, 1991) où il a été possible de créer des droits de propriété pour des animaux sauvages, ce qui a permis leur gestion par un mécanisme de marché.

<sup>7</sup> Un cas qui a reçu beaucoup de publicité est celui de Ben Cone, un propriétaire héritier de 7200 acres de forêt en Caroline du Nord (Stroup, 1997). Celui-ci a pendant plusieurs années géré sa propriété afin de favoriser la faune locale, ce qui a attiré notamment une espèce menacée de pivert (le « red cockaded woodpecker »). En 1991, lorsque Ben Cone a voulu récolter une partie de son bois, l'agence fédérale « Fish and Wildlife Service » est intervenue et lui a interdit de récolter son bois sur plus de 1560 acres, ce qui constitue pour lui une perte estimée à près de 1,4 millions \$ US. Depuis, Ben Cone a commencé à faire des coupes à blanc beaucoup plus importantes que par le passé sur sa propriété et il a raccourci la durée de rotation de 80 à 40 ans afin de priver d'autres espèces en voie de disparition d'un habitat potentiel, car nombre d'espèces d'oiseaux aiment habiter dans des arbres relativement âgés. La publicité faite autour de ce cas a poussé d'autres propriétaires forestiers à changer leurs pratiques forestières afin de diminuer le risque que des espèces menacées ne viennent s'installer sur leurs terres.

<sup>8</sup> Ce phénomène est particulièrement bien illustré par l'exemple 3 page 587 de Blume et Rubinfeld que nous reproduisons ici. Supposez que deux investisseurs, A et B, considèrent l'achat d'une terre en vente pour y réaliser deux projets mutuellement exclusifs. Cette terre perdrait toute valeur en cas de restriction des droits de propriété par

---

le gouvernement. Le projet de A générerait un profit économique de 500,000 \$ alors que celui de B rapporterait 470,000 \$. En l'absence de risque d'intervention gouvernementale, A pourrait acheter cette terre plus cher que B et réaliser son projet, ce qui est socialement efficace. Supposons maintenant qu'il y ait une probabilité de 0.1 que le gouvernement restreigne les droits de propriété sans compensation. La valeur espérée du projet est maintenant de 450,000 \$ ( $= 0.9 * 500,000 + 0.1 * 0$  \$) pour A et de 423,000 \$ ( $= 0.9 * 470,000 + 0.1 * 0$  \$) pour B. Si les deux investisseurs ont la même attitude face au risque, alors le projet socialement efficace se réalisera. Par contre, ce n'est pas nécessairement le case si B est moins averse au risque que A. Supposons en effet que la prime de risque de B est de seulement 2,000 \$ contre 32,000 \$ pour A. B pourrait alors payer jusqu'à 421,000 \$ pour cette terre contre seulement 418,000 \$ pour A. B pourrait donc réaliser son projet, ce qui n'est pas socialement optimal.

<sup>9</sup> Une vue naïve serait de proposer de compenser les propriétaires pour le bénéfice social que procure leurs terres en protégeant les habitats des espèces menacées, ce qui leur enlèverait la motivation d'entreprendre des activités nuisibles à ces espèces. Mais cette approche est irréalisable car une des difficultés essentielles liée à la préservation de la biodiversité est précisément qu'il est difficile d'en quantifier les bénéfices. On retrouve donc dans cette proposition les mêmes problèmes d'information et de comportement stratégique qui conduiraient à des coûts de transaction élevés et empêchent une résolution efficace de ce problème (voir Polasky, Doremus, et Rettig, 1997).

<sup>10</sup> La Section 404 établit des règles quant à la décharge de matériaux dragués ou de remplissage sur les terres humides et dans les eaux des États-Unis. Les activités qui ne conduisent pas à la décharge de matériaux ne sont donc pas réglementées par la Section 404. De plus, les décharges "normales" qui résultent d'activités agricoles, d'élevage, ou de foresterie régulières qui n'affectent pas la nature des terres humides sont exemptées.

<sup>11</sup> Le concept de mitigation a été défini comme un processus séquentiel par le *Council on Environmental Quality (CEQ)* en 1978, avec les modalités de mise en oeuvre du *National Environmental Policy Act (NEPA)*. La définition initiale de mitigation a ensuite été amendée à plusieurs reprises pour réconcilier les vues divergentes des différentes agences impliquées dans la gestion des terres humides. La définition la plus récente identifie trois phases distinctes qui doivent être examinées successivement: 1) éviter les impacts négatifs; 2) minimiser ces impacts; et 3) compenser pour des impacts négatifs.



---

<sup>12</sup> Il faut souvent plusieurs années avant de pouvoir évaluer le succès écologique d'une opération de création ou de restauration d'une terre humide, ce qui fait que les permis de remplissage de terres humides sont émis avant de pouvoir évaluer le succès de l'opération de mitigation.

<sup>13</sup> Ce ratio de mitigation est généralement compris entre 1 et 2, mais il peut atteindre 10 dans certains cas.

<sup>14</sup> Un bon de performance est une promesse de payer, avec garanties, une somme qui couvre les coûts de l'échec d'un projet. Il est émis par une compagnie responsable de la réalisation d'un projet en faveur de son commanditaire. Cet instrument fournit donc une incitation à respecter un contrat pour celui qui l'émet et il donne à son bénéficiaire la garantie de se faire rembourser en évitant les frais liés à la lenteur du système judiciaire. Les bons de performance sont fréquemment utilisés dans les projets de construction à travers le monde. Ils sont maintenant requis pour les banques privées, mais pas pour celles qui sont administrées par des agences publiques (voir Shabman et al., 1997).

<sup>15</sup> Ainsi, dans le cas d'une terre humide, sa localisation est souvent très importante pour ses fonctions écologiques et hydrauliques (par exemple son rôle tampon en cas de crue) et sa taille peut avoir un impact sur sa faune et sa flore.

<sup>16</sup> Elle peut aussi être historique ou culturelle.

<sup>17</sup> Un SDDT peut théoriquement être mis en oeuvre par toute entité administrative qui a juridiction sur le zonage.

<sup>18</sup> Hormis, bien sur, des frais administratifs pour enregistrer les transactions de droits de développement.

<sup>19</sup> Pour une définition des instruments économiques, voir le rapport de l'OCDE de 1995 dans les références.

<sup>20</sup> C'est la taxe à payer lors d'un changement de propriétaire

<sup>21</sup> Communication personnelle avec Bob Walker, British Columbia Ministry of the Environment, Lands, and Parks, août 1997.

<sup>22</sup> Communication personnelle avec Renée Wiest, *Land Trust Alliance*, août 1997.

<sup>23</sup> À cet égard, l'étude de Inglis, Thomas, et Child (1995) est révélatrice. Cette étude porte sur le respect des servitudes imposées par la ville de Surrey, au Canada, pour protéger les abords de cours d'eau. Elle montre que les clauses des servitudes de conservation ne sont pas respectées dans près de 75% des cas. Or, parmi les propriétaires, 77% connaissent l'existence de ces servitudes, même si seulement 20% disent en comprendre les termes. Il semble que la ville de Surrey ne fasse pas respecter les servitudes en raison des coûts judiciaires élevés, ce qui démontre la nécessité de prévoir des mécanismes de pénalité simples et efficaces.