

VIRGINIE-MAI HÔ

**LA VALEUR ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ
DANS UN CADRE DE ZONAGE FONCTIONNEL EN
AMÉNAGEMENT FORESTIER**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en Sciences forestières
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DES SCIENCES DU BOIS ET DE LA FORÊT
FACULTÉ DE FORESTERIE ET DE GÉOMATIQUE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2008

© Virginie-Mai Hô, 2008

Résumé

Ce mémoire présente une étude exploratoire visant à estimer la valeur économique de la biodiversité dans un contexte de différentes intensités d'aménagement forestier. Le projet Triade de la Mauricie, instaurant un zonage sur le territoire forestier, a servi de contexte à l'étude. La méthode de l'évaluation contingente est utilisée. Il s'agit de réaliser une enquête par questionnaire demandant le consentement à payer (CAP) des répondants pour un changement de biodiversité. Le questionnaire visait deux populations : les résidents de La Tuque et les villégiateurs de zones d'exploitations contrôlées et de pourvoiries du Haut-Saint-Maurice. Trois objectifs spécifiques viennent préciser l'étude : (1) évaluer le consentement à payer (CAP) des répondants pour des situations d'aménagement forestier différentes; (2) identifier les caractéristiques des répondants qui influencent leur consentement à payer; (3) valider l'importance des fonctions de la forêt pour les répondants. Les valeurs de CAP pour un changement de biodiversité obtenues dans cette étude sont conservatrices. Comme tous les résultats d'évaluations contingentes, nos résultats sont probablement fortement influencés par le contexte de l'étude, son scénario et son mode de paiement. Néanmoins, cette étude pourrait alimenter la réflexion sur l'intégration de la biodiversité à la gestion forestière et servir de base à d'autres études de monétisation des valeurs intangibles dans un contexte québécois.

Avant-Propos

Parmi les raisons qui m'ont poussée à choisir la foresterie comme domaine d'étude, il y avait le fait que, contrairement à la biologie, nul besoin d'études graduées pour avoir un bon emploi. Aussi, je l'avoue, je détestais les mathématiques suite au cégep et le baccalauréat en aménagement et environnement forestiers n'est pas très exigeant de ce côté.

Ah! L'ironie du sort! « Ne jamais dire jamais », dit-on???

Me voilà à la veille du dépôt de mon mémoire de maîtrise. En regardant en arrière, je m'aperçois que j'étais presque prédestinée depuis longtemps à ce moment. Depuis ma tendre enfance, mes grands-parents vietnamiens m'ont répété, avec toute leur bonne volonté, que : « plus on a de diplômes, plus on va loin dans la vie ». Au secondaire et au cégep, on m'a martelée que je serai « parmi les leaders de demain, la crème de la crème »! Ces idées ont dû germer en moi avec le temps, car à la fin de mon baccalauréat, je voulais devenir une experte dans un domaine de niche (rien de moins!). Je commençais donc à avoir un intérêt pour les études graduées et à croire que j'en étais capable (merci Robert Beauregard et Luc Bouthillier pour m'y avoir aidée!). Mais avant, j'ai préféré me plonger dans la pratique de la profession d'ingénieure forestière.

Après un détour professionnel en Outaouais, je suis donc revenue en 2006 à l'Université Laval pour entreprendre une maîtrise de recherche sur les valeurs marchandes de la forêt (merci Göran Bosted de SLU (Umeå) pour m'avoir initiée à cette perspective économique des valeurs de la forêt!). Nancy Gélinas a été ma directrice de recherche durant ces deux années. Merci de m'avoir donné la chance de réaliser mon projet et de m'avoir conseillée et aidée malgré mes « oui, mais ». J'ai aussi beaucoup apprécié ta grande disponibilité.

Ce projet n'aurait d'ailleurs pas été possible sans la contribution financière du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Merci à Jules Roy et Henriel Poulin pour avoir crû en mon projet! Merci aussi au Fond de recherche en développement forestier et au Réseau Ligniculture Québec pour leurs contributions.

Le sondage a été réalisé en Haute-Mauricie, à La Tuque et dans des zecs et pourvoiries environnantes. Je remercie les répondants, sans qui je n'aurais pas de résultats! Aussi, merci à l'Écho de La Tuque et à CFLM, la radio locale pour la diffusion d'un reportage sur mon sondage. Je me souviendrai aussi de l'accueil chaleureux des gens rencontrés dans les zecs et pourvoiries visitées. Le sens de l'organisation et l'entregent de Pierre-Olivier Morency m'ont également été précieux lors de l'organisation de la distribution des questionnaires.

Moi qui fuyais les mathématiques, j'ai finalement utilisé des modèles économétriques. Merci à Gaétan Daigle pour si bien vulgariser les statistiques! Merci aussi à Daniel Kneeshaw, Solange Nadeau et Vic Adamowicz d'avoir pris le temps de répondre à mes questions sur la réalisation de mon questionnaire.

Les études graduées étant difficiles à cause de la nature solitaire du travail, je remercie de tout cœur mes collègues du laboratoire d'économie et politique forestière, pour leurs précieux conseils, leurs encouragements et leur amitié : Amélie Roberge, Étienne Bélanger, Carl Patenaude-Levasseur et Pierre-Olivier Morency. Parmi tous ces forestiers, je n'oublie pas non plus de remercier le physiologiste forestier François Hébert. Merci aussi à Luc Bouthillier, pour ses conseils, ses bonnes références et pour m'avoir intéressée à la politique forestière.

Mais par-dessus tout, merci à mes parents, qui m'encouragent dans tous mes projets et dont le soutien indéfectible me donne des ailes...

J'ai développé plusieurs compétences et beaucoup appris durant ma maîtrise. Entre autres, j'ai compris qu'une maîtrise consiste à apprendre une méthode de recherche, pas à sauver le monde! Tout de même, j'espère que ce mémoire en inspirera plusieurs.

À mes parents

Table des matières

Résumé	i
Avant-Propos	ii
Table des matières	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures	viii
Introduction générale	1
Chapitre 1 : Les méthodes de monétisation de la biodiversité	8
Les méthodes basées sur les prix de marché.....	11
La méthode des prix de marché observés	11
La méthode de la productivité	11
Les méthodes basées sur les coûts	11
La méthode des coûts de trajet.....	12
La méthode des prix hédonistes.....	15
Les méthodes de préférences déclarées	17
L'évaluation contingente	18
La méthode des choix multi-attributs	29
Le transfert des bénéfices	33
Méthode choisie pour répondre à la problématique.....	37
Chapitre 2: Évaluation économique de la biodiversité selon différents types d'aménagement forestier : une évaluation contingente	38
Résumé.....	39
Introduction.....	40
Methodologie	42
Concept de biodiversité	42
Populations ciblées et collecte de données	43
Questionnaire	45
Mise en contexte de l'évaluation contingente.....	46
Analyses statistiques des consentements à payer	48
Résultats.....	50
Description des répondants et de leurs opinions et expériences.....	50
Les CAP moyens	53
Influence des caractéristiques des répondants sur leur volonté de déboursier ou non une somme d'argent.....	57
Influence des caractéristiques des répondants sur le montant choisi.....	59
Justification des choix « autres » de CAP et commentaires	60
Discussion et conclusion.....	62
Retour sur les objectifs	62
Biais de l'évaluation contingente.....	66
Utilisation des résultats.....	68
Notes	71
Remerciements.....	71
Références.....	71
Conclusion générale.....	75

Bibliographie	79
Annexe 1: Questionnaire	86

Liste des tableaux

Tableau 1. Raisons de monétiser la biodiversité.....	4
Tableau 2. Les méthodes de monétisation révélées et déclarées	10
Tableau 3. CAP et CAR.....	19
Tableau 4. Relations entre payer pour un bien et bénéficier de ses avantages	25
Tableau 5. Attributs du paysage retenus et leurs niveaux.....	30
Tableau 6. Répartition des CAP nuls, positifs et manquants par échantillon et par aménagement forestier proposé	54
Tableau 7. Résultats du logit - Résidents.....	57
Tableau 8. Résultats du logit - Villégiateurs.....	58
Tableau 9. Répartition des villégiateurs voulant payer ou non pour l'aménagement très intensif, selon leur sexe et le nombre d'enfants du ménage	58
Tableau 10. Résultats du tobit - Résidents.....	59
Tableau 11. Résultats du tobit - Villégiateurs.....	60
Tableau 12. Thèmes des commentaires des résidents et villégiateurs	61
Tableau 13. Intervalles des CAP des répondants par ménage et estimés de l'intervalle de CAP de la population de La Tuque.....	69

Liste des figures

Figure 1. Décomposition de la valeur économique totale	9
Figure 2. Classification des méthodes de transfert	34
Figure 3. Carte du Haut-Saint-Maurice et ses agglomérations.....	44
Figure 4. Comparaison des conséquences sur les habitats des aménagements forestiers proposés et de l'aménagement forestier actuel.	47
Figure 5. Importance des fonctions de la forêt du Haut-Saint-Maurice.	52
Figure 6. Niveaux d'accord sur la connaissance des concepts de biodiversité, écosystème, habitat et espèce.	53
Figure 7. Moyennes, erreurs types et différences significatives des CAP pour les résidents et les villégiateurs, avec et sans les CAP nuls, par aménagement forestier proposé.....	56

Introduction générale

Lors du dernier Forum sur les Forêts tenu à New York en avril 2007, les États Membres de l'Organisation des Nations Unies ont montré la volonté d' « encourager la reconnaissance de la gamme des valeurs dérivées des biens et services fournis par tous les types des forêts et par les arbres hors forêt ainsi que des mécanismes reflétant ces valeurs sur le marché, conformément aux lois et politiques nationales pertinentes » (Nations Unies, 2007). Les biens et services de la forêt représentent, par exemple, le bois, les produits forestiers non ligneux, la conservation du sol et de l'eau, la purification de l'air et de l'eau, le recyclage des nutriments, l'entretien de la diversité biologique, le captage du carbone, les loisirs, etc. La valeur monétaire des biens et services fournis par les forêts est en effet peu connue. Comme plusieurs biens publics, ce sont des biens ayant une valeur économique non-marchande, aussi dite intangible, car aucun marché économique n'est en place pour en mesurer le prix.

Il existe toutefois des méthodes pour évaluer la valeur économique (monétiser) de ces biens et services intangibles. Certaines de ces méthodes sont développées depuis plus de 50 ans, surtout dans le milieu académique (Adamowicz, 2004). Mais depuis quelques années, les agences internationales et autres organisations se préoccupant de l'environnement semblent s'y intéresser, plusieurs publiant des rapports d'évaluation économique ou des manuels des méthodes de monétisation, tels que la Banque Mondiale, l'Union de conservation de la Nature (UICN), l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), Canards Illimités, etc. (The World Bank, 2004; Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas, 1998 ; Anielski et Wilson, 2005; OCDE, 2002; Olewiler, 2004). La littérature scientifique fait état de nombreuses études de cas d'évaluations économiques de biens et services de la forêt dans plus d'une centaine de pays (Kristrom, 1999 *dans* Amirnejad *et al.*, 2006).

Au Québec, il existe peu d'évaluations de ce genre. En effet, la valeur intangible reliée à la forêt la plus documentée au Québec est le récréotourisme. Elle regroupe la chasse, la pêche, les activités de plein air et les activités d'intérêt faunique sans prélèvement. En 1996, les résidents du Québec ont dépensé 2,1 milliards de dollars pour les activités reliées à la nature (Environnement Canada, 2000). Selon une étude du ministère des Ressources

naturelles et de la Faune (MRNF), le récréotourisme représente 3,4 millions d'adeptes, dépensant 3 milliards de dollars et permettant la création ou le maintien de 32 100 emplois (MRNF, 2004). Une étude québécoise sur le récréotourisme sur terres publiques chiffre les dépenses, faites tant par les usagers que par les gestionnaires, à 2,6 milliards de dollars (Municonsult, 2004).

Les valeurs intangibles de la forêt représentent cependant plus que le récréotourisme. Une enquête menée au Bas-Saint-Laurent montre que selon la majorité de la population, les bénéfices environnementaux (air pur, eau pure, habitats pour la faune) sont considérés comme étant plus importants que les bénéfices économiques (emplois, etc.) ou sociaux (récréotourisme) de la forêt (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2002).

Les valeurs de la société québécoise concernant la forêt semblent changer et tendre à intégrer davantage les multiples fonctions de la forêt, dont les biens et services qu'elle produit. Ainsi, la Commission Coulombe, dans son rapport final publié en 2004, incite les gestionnaires de la forêt à reconsidérer l'aménagement forestier: «pour réaliser la transition entre la forêt gérée principalement en fonction d'une ressource – la matière ligneuse – à un tout, de manière écosystémique, il importe d'intégrer les nouvelles valeurs de la société concernant le développement durable, l'environnement et la conservation de la biodiversité» (Commission sur la gestion des forêts publiques québécoises, 2004).

La biodiversité est définie par la Convention sur la diversité biologique comme la: « Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Convention sur la diversité biologique, 1992). Le Canada a d'ailleurs ratifié cette convention internationale en 1992 et elle est en vigueur au Canada et au niveau international depuis 1993 (Environnement Canada, 2007a). La Stratégie canadienne de la biodiversité est un des instruments visant à faire appliquer cette convention au Canada. Un de ses cinq objectifs est de conserver la biodiversité et d'utiliser de façon durable les ressources biologiques (Environnement Canada, 2007b).

Cependant, la biodiversité est influencée par l'exploitation des ressources naturelles, dont entre autres, l'aménagement forestier. Au Québec, depuis plus de quinze ans, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) semble se préoccuper de gérer les forêts dans un souci de conservation de la biodiversité. Plusieurs documents officiels du MRNF jouant un rôle majeur dans la gestion des forêts québécoises font en effet état de cette volonté. La *Stratégie de protection des forêts*, adoptée en 1994, s'appuyait notamment sur le principe de maintien de la diversité biologique (MRNF, 2003). La disposition préliminaire de la *Loi sur les forêts* spécifie qu'un aménagement durable des forêts contribue à la conservation de la biodiversité (L.R.Q., F-4.1). Le ministre des Ressources naturelles et de la Faune a aussi déposé le 14 février dernier un livre vert intitulé *La forêt, pour construire le Québec de demain* (MRNF, 2008). Le ministre veut réviser le régime forestier québécois: « *il (le régime forestier) doit garantir la pérennité des forêts et en protéger la diversité biologique* » (MRNF, 2008).

Un des moyens pour considérer davantage la biodiversité dans la gestion forestière, en plus de changer les types d'aménagements forestiers réalisés en forêt, est d'évaluer la valeur économique de la biodiversité. L'OCDE (2002) reconnaît d'ailleurs que :

La préservation de la biodiversité est souvent une moindre priorité du fait simplement des problèmes de mesure et d'évaluation qui se posent; la biodiversité est en effet difficile à décrire et à quantifier. Il est facile d'ignorer ce qui ne peut être quantifié ou qui est difficile à contrôler et à évaluer. [...] il est indéniable que du fait qu'elles n'ont pas de valeur économique, la biodiversité et de nombreuses ressources biologiques ne peuvent lutter à armes égales avec les forces qui provoquent leur amoindrissement.

Il existe plusieurs raisons de monétiser la biodiversité. Le tableau 1 présente plusieurs avantages de monétiser la biodiversité, tels qu'énumérés par l'OCDE, dans une publication intitulée « *Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs* » (2002).

Tableau 1. Raisons de monétiser la biodiversité (OCDE, 2002)

Prouver la valeur de la biodiversité : sensibilisation au problème
Prendre des décisions en matière d'utilisation des terres : préservation ou utilisation à d'autres fins
Fixer des priorités pour la préservation de la biodiversité (dans le cadre d'un budget limité)
Endiguer les attaques contre la biodiversité
Évaluer les effets sur la biodiversité des investissements qui ne lui sont pas consacrés
Déterminer le montant des dommages-intérêts pour la perte de diversité biologique : responsabilité du préjudice causé
Limiter ou interdire le commerce des espèces en voie de disparition
Revoir les comptes économiques nationaux
Choisir les instruments économiques pour préserver la biodiversité (taxes, subventions, par exemple)

La monétisation de la biodiversité se base principalement sur une perception anthropocentrique et utilitaire de la nature. À cette perception s'oppose celle voulant que la nature a une valeur intrinsèque, qui s'appuie sur des bases éthique, culturelle, religieuse et philosophique (Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2003). Selon cette perception, la valeur de la biodiversité est infinie, car elle supporte la vie. Mais considérant que les choix de gestion des territoires et de la biodiversité peuvent être soumis à des ressources économiques limitées, la monétisation constitue un outil d'aide à la décision.

Au Québec, il existe très peu d'évaluations économiques de la biodiversité en milieu forestier. Hors, dans une perspective de gestion forestière intégrant la conservation de la biodiversité, une telle évaluation devient pertinente.

Il aurait été intéressant de construire une courbe de demande de la biodiversité. Pour ce faire, il aurait fallu obtenir des prix pour différentes quantités de biodiversité. Hors, quantifier la biodiversité n'est pas une mince affaire : les écologistes utilisent plusieurs indices de mesure de la biodiversité, mais une gamme limitée de ses composantes peuvent être mesurées, en raison de son caractère conceptuel (Hunter, 1999, p.18). Aussi, attribuer un gradient de biodiversité à des peuplements forestiers représentait un défi de taille et dépassait le cadre de ce projet de maîtrise. Afin de pallier à ces difficultés, le recours à une variable servant à estimer différents niveaux de biodiversité était justifié.

Une forêt sous conservation et une forêt aménagée de manière très intensive (exemple : plantation d'espèces à croissance rapide avec entretiens fréquents) représentent deux extrêmes de degré de perturbation et d'intensité d'aménagement forestier. La première assure un meilleur maintien de la biodiversité. Partant de cette logique, l'intensité de l'aménagement forestier a été choisie comme variable servant à estimer différents niveaux de qualité de la biodiversité.

Ainsi, le présent projet de recherche constitue une étude exploratoire dont l'objectif général est de monétiser la biodiversité dans un contexte de différentes intensités d'aménagement forestier. Tel qu'expliqué dans le prochain chapitre, un sondage sera utilisé pour répondre à cet objectif. Trois objectifs spécifiques viennent appuyer cet objectif général :

1. Évaluer le consentement à payer (CAP) des répondants pour des situations d'aménagement forestier différentes. Le CAP sert à exprimer une préférence du consommateur en argent, tel qu'expliqué au chapitre suivant. L'hypothèse liée à cet objectif est que la valeur économique de la biodiversité, exprimée par le CAP des répondants, varie entre différentes intensités d'aménagement forestier et devrait augmenter en fonction d'une diminution de l'intensité. Cette hypothèse est, entre autres, inspirée par une étude réalisée en Angleterre (Garrod et Willis, 1997) qui évaluait la perception du grand public envers des aménagements forestiers influençant la biodiversité. Les auteurs ont trouvé des différences de perception entre différents niveaux de conservation de la biodiversité;
2. Identifier les caractéristiques des répondants qui influencent leur consentement à payer. Des caractéristiques socio-économiques devraient influencer le CAP des répondants;
3. Valider l'importance des fonctions de la forêt pour les répondants, en posant l'hypothèse que les fonctions écologiques, économiques et sociales de la forêt sont toutes importantes.

Cet objectif général de recherche est d'autant plus pertinent si on veut inclure la valeur économique de la biodiversité dans la gestion d'un territoire regroupant différentes

intensités d'aménagement forestier. Un tel territoire existe entre autres en Mauricie, sous l'égide du projet Triade (Triade, 2006). Ce projet pilote vise à gérer une unité d'aménagement forestier (UAF, unité territoriale utilisée pour la gestion forestière au Québec) en appliquant le concept de triade développé à l'origine par Seymour et Hunter (1992 *dans* Baskent et Yolasigmaz, 1999). Selon ce concept, le territoire est divisé en trois zones exclusives, chacune étant sous un aménagement forestier différent, soit : aménagement écosystémique, aménagement intensif (dénommé zone de production forestière par les promoteurs du projet Triade) et conservation. Le principe derrière ce concept est de gérer la production forestière sur les meilleurs sites de manière intensive, afin de compenser la perte de productivité des zones de conservation, en plus de développer l'aménagement écosystémique sur la majorité du territoire. L'aménagement écosystémique vise à maintenir la biodiversité et l'intégrité des écosystèmes, en s'inspirant des processus écologiques pour aménager la forêt. La première orientation du livre vert du ministère des Ressources naturelles et de la Faune propose d'ailleurs d'étendre le concept de triade à l'ensemble de la province (MRNF, 2008).

Une des problématiques reliée à cette stratégie d'aménagement forestier est d'optimiser la proportion de ses trois composantes (aménagement intensif, aménagement écosystémique et conservation) afin, entre autres, de maximiser la valeur économique des biens et services produits par la forêt. Pour répondre à cette problématique, une analyse coûts-bénéfices des diverses valeurs de la forêt pourrait être réalisée sur ce territoire, incluant la biodiversité parmi les bénéfiques. C'est donc dans cette problématique et ce contexte que se situe la présente étude de monétisation de la biodiversité. Il faut noter que pour accentuer les différences entre les zones d'aménagement intensif et écosystémique qui sont parfois équivalentes, l'étude fait plutôt référence à l'aménagement très intensif.

Le présent mémoire se divise en trois chapitres. D'abord, le premier chapitre présente une revue documentaire sur les méthodes de monétisation de la biodiversité et permet de cibler celle qui sera utilisée pour répondre à la problématique. Le deuxième chapitre contient l'article scientifique, qui est le cœur du mémoire. La problématique de l'étude y est brièvement expliquée, puis la méthodologie est décrite et les résultats de l'étude sont

présentés. Les résultats y sont aussi discutés afin de les mettre en perspective. Finalement, une conclusion générale clôt le mémoire.

Chapitre 1

Les méthodes de monétisation de la biodiversité

La biodiversité faisant référence à plusieurs niveaux (gènes, espèces, écosystèmes et processus écologiques), Nunes et van den Bergh (2001) soutiennent qu'elle peut être interprétée de différentes manières et abordée selon plusieurs perspectives. Ils recommandent de spécifier clairement la perspective évaluée. Cette perspective influence en effet les méthodes pouvant être utilisées pour monétiser la biodiversité. Ce chapitre constitue donc une revue documentaire, afin de présenter des méthodes de monétisation de la biodiversité.

D'un point de vue économique, la valeur économique totale de la biodiversité se divise en deux grandes catégories : les valeurs d'usage et de non-usage (Figure 1). Les valeurs d'usage regroupent trois sous-classes : l'usage direct, l'usage indirect et la valeur d'option. L'usage direct réfère par exemple à l'extraction des ressources, au tourisme international basé sur l'observation de la faune ou la visite de parcs de conservation (Pearce, 2001). Les bénéfices apportés par les services écologiques, tels que la séquestration du carbone et la filtration de l'eau, sont des valeurs indirectes. La valeur d'option fait référence à un usage potentiel futur, qu'il soit direct ou indirect. La bioprospection, c'est-à-dire la recherche de substances naturelles à des fins médicales et pharmaceutiques, est un exemple de la valeur d'option. La seconde grande catégorie regroupe les valeurs de non-usage en deux classes, soit la valeur de legs et d'existence. La valeur de legs exprime la volonté de léguer les biens ou services aux générations suivantes, tandis que la valeur d'existence accorde une importance au fait qu'un bien existe et que sa protection en vaut la peine. Les campagnes de levées de fonds pour la protection des pandas ou des gorilles font notamment appel à la valeur d'existence de ces animaux.

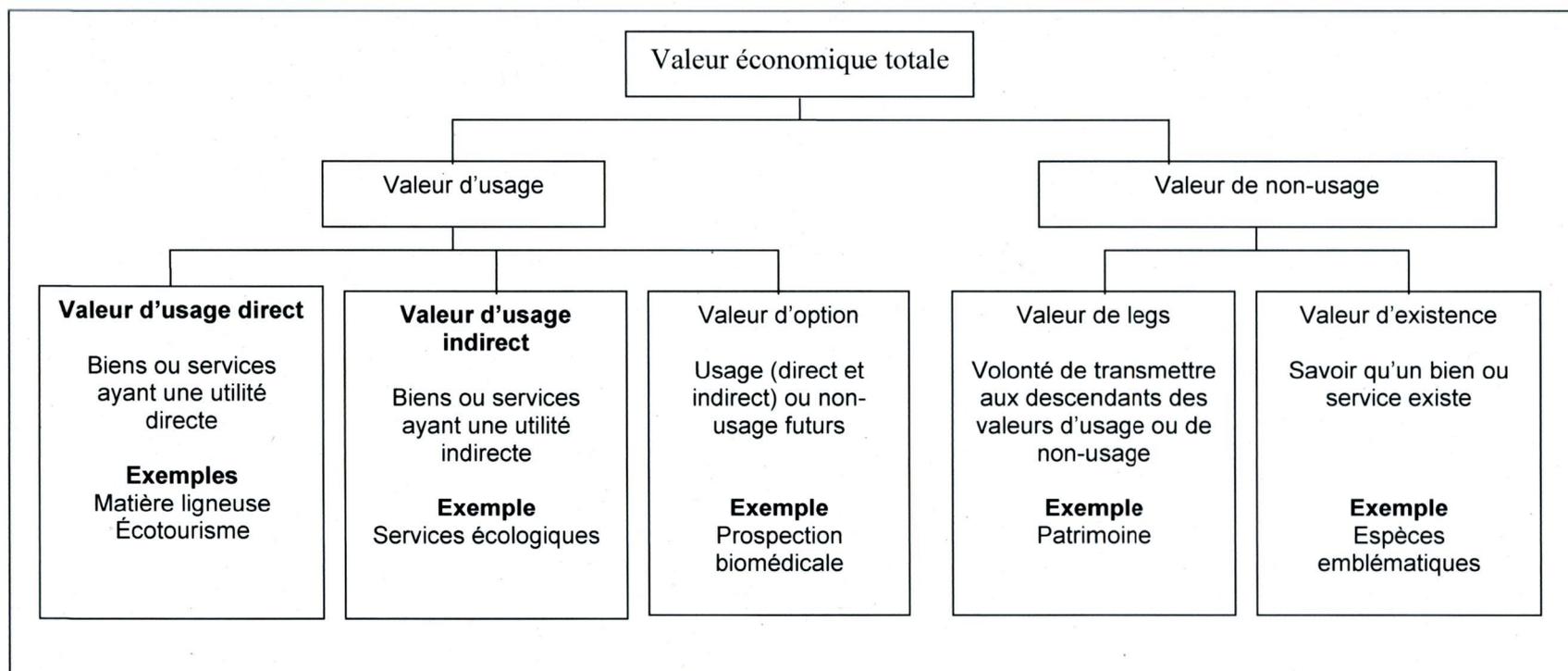


Figure 1. Décomposition de la valeur économique totale (adaptée de Lescuyer (2005))

Comme le présente le tableau 2, les méthodes de monétisation sont généralement regroupées en deux catégories : les méthodes des préférences révélées et les méthodes des préférences déclarées. Les méthodes révélées se basent sur des marchés existants, qu'ils soient directement ou indirectement liés aux biens ou services évalués. Les méthodes déclarées sont basées sur des techniques de sondage. Étant donné qu'aucun marché n'existe pour certains biens ou services environnementaux, les méthodes déclarées utilisent des marchés hypothétiques pour connaître les préférences des individus. Les méthodes révélées se limitent à évaluer les valeurs d'usage, tandis que les méthodes déclarées sont les seules à pouvoir évaluer les valeurs de non-usage, en plus des valeurs d'usage. Les deux types de méthodes sont utilisées pour évaluer les ressources biologiques, mais les méthodes déclarées semblent plus propices à évaluer la diversité. Ces dernières semblent donc plus appropriées pour répondre à l'objectif de la présente étude. C'est pourquoi, dans ce chapitre, les méthodes de préférences révélées seront brièvement expliquées et l'emphase sera mise sur les méthodes de préférences déclarées. Deux études ayant utilisé ces méthodes déclarées sont résumées, car elles ont contribué à la réflexion ayant mené à la présente étude. Finalement, le transfert des bénéfices est expliqué, pour présenter les balises à respecter lorsque des résultats d'une étude sont appliqués à un autre contexte. Cela pourra aider la réflexion sur l'utilisation des résultats de la présente étude.

Tableau 2. Les méthodes de monétisation révélées et déclarées

Méthodes de préférences révélées	Méthodes des préférences déclarées
Méthode des prix de marché	
Méthode de la productivité	Évaluation contingente
Méthodes basées sur les coûts	
Méthode des prix hédonistes	Méthode des choix multi-attributs
Méthode des coûts de trajet	

Cinq méthodes de préférences révélées sont présentées : soit trois méthodes basées sur les prix de marché, la méthode du coût de trajet et la méthode des prix hédonistes. Les méthodes basées sur les prix de marché regroupent trois méthodes : les prix de marché

observés et bien connexes, la méthode de productivité et les méthodes basées sur les coûts, dont la méthode des coûts de remplacement.

Les méthodes basées sur les prix de marché

La méthode des prix de marché observés

Il existe de nombreuses évaluations des prix de marché de produits naturels. On peut par exemple penser au matériel génétique des forêts servant à l'industrie pharmaceutique, aux produits forestiers non-ligneux de cueillette (champignons, baies, noix, etc.) et aux insectes colorés vendus dans des cadres. Il faut cependant ajuster les prix de deux manières (OCDE, 2002). D'abord, les coûts de production doivent être retranchés pour obtenir la valeur nette. Ensuite, il faut parfois corriger les prix, afin d'enlever les distorsions de prix et tenir compte des actions des pouvoirs publics, tels que taxes et subventions.

La méthode de la productivité

La méthode de la productivité établit le lien « dose-effet » entre un changement de la qualité de l'environnement et son effet sur des biens ou services commercialisés. Elle a par exemple servi à évaluer les avantages des écosystèmes, comme l'effet de l'aménagement des mangroves sur les pêches côtières (Barbier, 2000). Cette méthode nécessite des connaissances fiables sur la relation dose-effet, donc de bonnes connaissances sur les habitats et les écosystèmes et leurs conséquences sur les activités économiques.

Les méthodes basées sur les coûts

Ces méthodes regroupent les méthodes de coûts de remplacement et de restauration et les dépenses préventives. Elles sont souvent utilisées pour évaluer le maintien des services et biens environnementaux. Plusieurs études sur les fonctions écologiques ont utilisé la méthode des coûts de remplacement (Costanza *et al.*, 1998; Olewiler, 2004). Bockstael *et al.* (2000, dans OCDE, 2002) limitent les conditions d'utilisation de la méthode des coûts de remplacement à trois conditions : le système de remplacement artificiel produit des fonctions de même qualité et importance que le système naturel, ce système de

remplacement est le moins coûteux parmi les options de rechange et les individus sont prêts à payer pour le remplacement si le système naturel n'est plus disponible. Ces conditions sont cependant rarement remplies, bien que la méthode soit abondamment utilisée.

Les dépenses préventives représentent les coûts des actions entreprises pour éviter les dommages environnementaux. Cette méthode se base sur le principe logique qu'il vaut mieux investir dans les dépenses de prévention tant qu'elles coûtent moins cher que les coûts engendrés par le dommage lui-même (Dickie, 2003).

Les biais et limites

L'OCDE (2002) met en garde contre les méthodes basées sur les coûts :

À strictement parler, mesurer des avantages en analysant les coûts n'est pas théoriquement correct, car les coûts ne doivent pas être mis en relation avec le consentement à payer ou la demande. La mesure des avantages en utilisant les coûts produira toujours un ratio coûts-avantages unitaire, de manière que la méthode ne donne pas d'indication sur l'opportunité d'investir dans le remplacement.

Desaigues et Point (1990) estiment, malgré ce désavantage important, que l'évaluation des dépenses reliées aux dommages environnementaux est intéressante dans certaines situations qui ne requièrent qu'une approximation.

La méthode des coûts de trajet

Le contexte d'utilisation de la méthode et valeurs quantifiées

La méthode des coûts de trajet (aussi appelée méthode des coûts de transport ou de déplacement) sert à évaluer des sites de récréation et d'écotourisme. Elle peut être utilisée pour évaluer, par exemple, l'influence des types de forêt et des installations récréatives sur les adeptes de plein-air (Boxall *et al.*, 1996), l'augmentation de la qualité de l'eau d'un bassin versant améliorant la qualité de la pêche, l'augmentation des coûts d'accès d'un parc, la construction de pistes de randonnée dans un parc national, etc. (Parsons, 2003).

Le modèle

Cette méthode est basée sur la demande (une quantité en fonction d'un prix). Elle suppose que les dépenses encourues par les visiteurs d'un site reflètent le prix qu'ils sont prêts à payer pour les bénéfices qu'ils retirent du site. Ces dépenses représentent les coûts de déplacement, la valeur du temps consacré à l'activité, les dépenses encourues liées à l'activité, etc. Une première courbe de demande est obtenue en mettant en relation le nombre de visites effectuées à différents prix. Puis une fonction décrivant la relation du nombre de visites par répondant est calculée. La courbe de demande du site est ensuite obtenue à partir de cette régression du taux de visites, supposant que le taux de visites est affecté par l'augmentation des coûts de déplacements (souvent l'augmentation du droit d'entrée au site). La valeur du site est obtenue par l'aire sous la courbe de demande du site.

Les biais et limites

Un biais potentiellement important de la méthode des coûts de trajet est relié au choix de l'échantillon : échantillon de visiteurs sur le site ou échantillon hors du site. Les échantillons de visiteurs interrogés sur le site fourniraient des surestimations des bénéfices comparativement aux échantillons de sondages postaux remplis par des ménages choisis aléatoirement (Englin and Shonkwiler, 1995; Loomis, 2003). Cette surestimation est due à la sur-représentation des visiteurs assidus, le nombre de visites par individu influençant la demande. Loomis (2003) a démontré qu'il peut y avoir une importante différence entre ces deux types d'échantillon, mais que des corrections économétriques peuvent diminuer ce biais.

Un autre problème important de la méthode des coûts de trajet est la question des déplacements à but multiples. Il existe trois approches à ce problème (Kuosmanen *et al.*, 2004). La première approche est d'ignorer les déplacements à buts multiples. La seconde approche vise à attribuer une proportion du coût total des multiples déplacements à celui étudié. Le problème relié à cette approche est d'arriver à estimer la bonne proportion. La troisième approche considère les déplacements simples et multiples comme des biens différents, ce qui mène à prendre en compte les demandes pour le bien évalué et pour les

autres destinations. En pratique, cette approche est peu utilisée, car elle requiert qu'il y ait peu de substituts et que la majorité des visiteurs visitant plus d'une destination y aille.

Attribuer une valeur au temps de loisir suscite la controverse dans plusieurs domaines de l'économie. La valeur du temps de déplacement est considérée comme le coût d'opportunité, soit le coût du temps qui aurait pu être dévolu à une autre activité. Il est de pratique courante de se baser sur le salaire des visiteurs ou sur un pourcentage de celui-ci pour estimer le coût d'opportunité du temps de loisir (McConnell et Strand, 1981). On considère que si le visiteur n'avait pas fait la visite, il aurait travaillé. Cependant, cette logique suppose que le visiteur a un horaire de travail très flexible. De plus, elle ne s'applique pas à de nombreux individus : retraités, étudiants, chômeurs et autres gens sans emplois. La littérature fait état de plusieurs façons de déterminer la valeur du temps de loisir, mais il n'y a pas de consensus (Bockstael *et al.*, 1987).

Exemples d'applications de la méthode aux forêts

Il existe de nombreuses études sur la valeur de sites naturels de récréation utilisant le coût de trajet. Comme le mentionnent Baranzini et Rochette (2006), les résultats des coûts de trajet représentent des bénéfices minimaux attribuables à une forêt de récréation, car cette méthode ne prend pas en compte tous les biens et services en découlant. Leur étude a été réalisée dans une pinède, parmi les plus grandes de Suisse. La valeur des bénéfices est d'environ 1100 CHF à 1500 CHF (environ 1200\$ à 1400\$ CAD en dollars constants de 2008) par personne par an et serait semblable à d'autres études de coûts de trajet pour des forêts en Suisse. Cette méthode a aussi été utilisée pour évaluer la valeur de la cueillette des champignons et d'airelles dans une forêt nationale des Etats-Unis (Starbuck *et al.*, 2004). Les bénéfices étaient évalués en 1996 à environ 31 USD (environ 54\$ CAD en dollars constants de 2008) par jour de récréation et par visiteur. Au Canada, Boxall *et al.* (1996) ont évalué les préférences envers des types de peuplements forestiers à partir des routes de canot empruntées par des récréationnistes d'un parc provincial au Manitoba. Un hectare de pins gris matures (*Pinus banksiana*) le long d'une route de canot valait en 1993 entre 0,24\$ CAD (environ 0,32\$ CAD en dollars constants de 2008) et moins de 0,001\$ CAD par voyage, dépendamment des autres caractéristiques présentes alentour. L'épinette blanche

(*Picea glauca*) avait une valeur positive moins élevée que le pin gris, tandis que le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et l'épinette noire (*Picea mariana*) entraînaient des pertes de bien-être.

La méthode des prix hédonistes

Le contexte d'utilisation de la méthode et valeurs quantifiées

La méthode des prix hédonistes a été développée en 1974 par Rosen (Desaigues et Point, 1990). Elle explique les variations de prix pour un bien par les préférences différentes envers ses caractéristiques. Le prix d'un bien serait la somme des valeurs accordées aux attributs de ce bien. La valeur monétaire d'un attribut et de chacun de ses niveaux peut donc être déduite. Il est donc clair que cette méthode n'est pas appropriée pour les valeurs de non-usage. L'avantage de cette méthode est qu'elle se base sur les prix du marché. Cependant, elle requiert une abondante collecte de données, ce qui peut se révéler problématique. Cette méthode a été généralement appliquée au marché immobilier. Le prix des immeubles est relativement simple à obtenir, ainsi que leurs diverses caractéristiques.

Le modèle

Le prix d'une maison dépend de ses caractéristiques de localisation, d'habitation et des caractéristiques environnementales. Une fonction de prix tenant compte de l'ensemble des caractéristiques de la maison est construite selon la connaissance des prix des maisons de la région et de leurs caractéristiques. Le prix marginal d'une variable environnementale est obtenu en dérivant la fonction par rapport à cette variable ciblée (Bontems et Rotillon, 1998). La demande pour cette variable environnementale est obtenue en extrapolant la demande d'un échantillon à la population totale.

Les biais et limites

Le choix des variables à inclure dans le modèle est délicat. L'identification des variables affectant réellement le prix des immeubles peut se révéler difficile. Parmi ces variables, certaines sont qualitatives et difficiles à mesurer de manière à les inclure dans une équation (Burgenmeier, 2005).

La sélection des immeubles échantillonnés peut causer un biais. Les dimensions spatiales et temporelles doivent être considérées afin de choisir l'échantillon approprié. L'étendue spatiale de l'influence de la caractéristique environnementale détermine l'étendue spatiale de la population d'immeubles. Il en est de même pour la dimension temporelle. Aussi, la population d'immeuble doit appartenir à un seul marché, car la fonction de prix hédoniste décrit un marché en équilibre spécifique (Taylor, 2003). Par exemple, il est fréquent que des quartiers urbains distincts présentent des marchés différents. Cette méthode se base aussi sur la bonne connaissance des acheteurs à propos des caractéristiques des biens transigés sur le marché et sur le bon fonctionnement du marché, c'est-à-dire que l'offre rencontre la demande.

Quand l'influence d'un changement d'une caractéristique environnementale est évaluée, il peut être nécessaire de compiler les valeurs d'immeubles sur plusieurs années, avant et après le changement. L'augmentation de la taille de l'échantillon peut aussi justifier de collecter les prix de plusieurs années. Il faut alors ajuster les prix en fonction de l'inflation, mais aussi considérer si les prix ont varié avant le changement, suite à l'annonce de la construction d'un futur incinérateur, par exemple. De plus, il est prudent de vérifier si la fonction de prix hédoniste est restée la même au fil du temps. Des changements dans la structure du marché immobilier la modifieraient.

Exemples d'applications de la méthode aux forêts

Concernant l'évaluation économique de la forêt, des études ont été réalisées sur l'influence des boisés sur le prix des maisons environnantes, surtout en milieu urbain, mais aussi en milieu rural (Kim et Johnson, 2002; Morancho, 2003). Après avoir démontré que la proximité des parcs et boisés a, dans une certaine mesure, une influence à la hausse sur le prix des propriétés, la littérature semble montrer une tendance à utiliser davantage la méthode des prix hédonistes pour analyser l'effet des activités d'aménagement forestier sur les prix de marché de propriété ou de location (Hunt *et al.*, 2005; Powe *et al.*, 1997). Plusieurs études basées sur les prix hédonistes ont été réalisées dans le but de déterminer des compensations dans le cas de négociations pour dommages environnementaux comme, par exemple, des coupes à blanc à proximité de maisons (Kim et Johnson, 2002).

Également, l'étude de Hunt *et al.*, (2005), portait sur les forfaits de pêche en Ontario. Ils ont évalué l'incidence de plusieurs facteurs, dont l'éloignement et la présence de coupes, d'opérations forestières et de brûlis à proximité des lacs de pêche.

Aussi, plusieurs études combinent un système d'information géographique (SIG) à la collecte de données (Kim et Johnson, 2002; Powe *et al.*, 1997; Hunt *et al.*, 2005). Cette nouvelle intégration des données spatiales permet de tenir compte des relations spatiales plus complexes que les distances linéaires, auxquelles se limitaient autrefois les analyses. L'intégration du SIG pourrait même devenir la norme dans l'utilisation de la méthode des prix hédonistes (Taylor, 2003).

Les méthodes de préférences déclarées

Plusieurs biens et services environnementaux n'ont pas de marché défini ou ne peuvent pas se rattacher à un marché particulier. Pour les évaluer économiquement, il faut donc créer un marché hypothétique. C'est le principe de base des méthodes de préférences déclarées. Ainsi, contrairement aux méthodes révélées, elles peuvent servir à évaluer des valeurs de non-usage et la valeur totale des biens et services environnementaux. D'ailleurs, les valeurs de non-usage sont parfois très importantes dans certains contextes par rapport à la valeur totale (Loomis, 2006). Les méthodes déclarées sont donc plus complètes et c'est pourquoi elles sont très populaires. Les publications scientifiques montrent d'ailleurs une progression importante des études sur les méthodes déclarées au cours des vingt-cinq dernières années (Adamowicz, 2004). L'évaluation contingente, la plus populaire et ancienne des méthodes déclarées, est d'abord présentée, puis suit la méthode des choix multi-attributs, dont l'utilisation en environnement est beaucoup plus récente.

L'évaluation contingente

Le contexte d'utilisation de la méthode et valeurs quantifiées

L'évaluation économique des valeurs non-marchandes représente un défi en soi, car elle fait appel à des méthodes spécifiques et complexes. Les valeurs de non usage sont calculées avec les méthodes de préférences déclarées, basées sur des questionnaires demandant le consentement des individus à payer (ou à recevoir) pour un changement d'utilité. L'évaluation contingente est la principale méthode de cette catégorie. Elle a été inventée dans les années 1960, aux États-Unis. Depuis, elle est utilisée dans plusieurs domaines comme l'évaluation des dommages de pollution sur la qualité de vie et la santé, la valeur de la biodiversité, la valeur de sites récréatifs, etc. Elle sert à évaluer la valeur d'option et les valeurs de non-usage, comme la valeur patrimoniale et la valeur d'existence. Cependant, bien que le nombre de publications scientifiques sur l'évaluation contingente soit particulièrement important depuis plus de deux décennies, celle-ci fait face à de nombreuses critiques, telles que décrites plus loin.

Le modèle

La théorie économique derrière l'évaluation contingente

En économie néo-classique, le bien-être des individus s'exprime par leur fonction d'utilité, c'est-à-dire l'avantage ou la satisfaction qu'ils retirent de la consommation d'un bien ou d'un service (Parkin et al., 1999). Mais l'utilité étant un concept abstrait, il faut l'exprimer en unités mesurables pour en quantifier le changement. La monnaie est l'unité généralement utilisée. Les concepts de changement compensatoire et de changement équivalent servent à caractériser le changement d'utilité. Par exemple, si un individu est incommodé par le changement d'une situation, la théorie de l'utilité veut que son niveau d'utilité baisse. Toutefois, la théorie prévoit que s'il reçoit une compensation monétaire, son niveau d'utilité devrait revenir au niveau initial (du statu quo). Au contraire, si un autre individu est favorable à ce changement, il sera prêt à payer pour augmenter son utilité. C'est la notion de changement compensatoire. Le changement équivalent inverse la situation de référence, c'est-à-dire que l'utilité est comparée à la situation après le

changement. Si le changement est positif, l'individu voudra recevoir de l'argent pour retourner en situation initiale. Si le changement est néfaste, l'individu voudra payer pour revenir à la situation initiale. La volonté d'un individu de recevoir de l'argent est appelée consentement à recevoir (CAR), tandis que la volonté d'un individu de déboursier de l'argent est le consentement à payer (CAP). Le tableau 3 résume les liens entre situation de référence, changement positif ou négatif d'utilité et CAP ou CAR.

Tableau 3. CAP et CAR (adapté de Point, 1996 dans Bontems et Rotillon, 1998)

Nature du changement	Situation de référence	
	Initiale	Finale
Amélioration	CAP	CAR
Détérioration	CAR	CAP

Différence entre CAP et CAR

Bien qu'en théorie le CAR et le CAP sont supposés s'équivaloir pour représenter les préférences des individus, le contraire a été démontré. En effet, le CAR s'avère toujours plus élevé que le CAP (Hanemann, 1991; Shogren *et al.*, 1994) dans Venkatachalam, 2004). On peut alors se demander pourquoi en est-il ainsi et quelle mesure est davantage appropriée?

Plusieurs raisons peuvent expliquer la différence entre le CAP et le CAR. L'effet de revenu en est une. Le consentement à payer peut être limité par le revenu, alors que le consentement à recevoir ne l'est pas. (Hanemann, 1991, dans Venkatachalam, 2004).

L'existence de substituts a également une influence sur le CAP et le CAR. Un substitut est un bien qui peut être utilisé à la place d'un autre. Des études empiriques ont testé la différence entre le CAP et le CAR pour des biens ayant des substituts (des commodités) et pour un bien n'en ayant pas (un bien public). Elles montrent que la présence de substituts diminue la différence.

Une autre raison de la différence entre le CAP et le CAR vient de la théorie de l'utilité. Dans la mesure où un individu est averse au risque, la courbe de son utilité est concave. La

penne de la courbe diminue à mesure que le revenu augmente. Il en résulte qu'une augmentation de revenu entraîne une hausse d'utilité moins importante (en valeur absolue) que la baisse d'utilité encourue par une perte de revenu équivalente au gain. La perception des individus face au CAP est donc différente que celle du CAR.

La familiarité avec le processus d'évaluation du bien contribue aussi à expliquer la différence entre le CAP et le CAR. Venkatachalam (2004) résume la familiarité en expliquant le fait qu'un individu auquel la question de consentement est posée plusieurs fois dispose d'assez de temps pour bien comprendre la situation et optimiser son choix, ce qui diminue la différence entre les deux mesures. La répétition de l'exercice tend à diminuer le CAR, tandis que le CAP reste stable.

Il semble donc que le CAR ne soit pas une mesure appropriée du surplus du consommateur et que le CAP devrait être la mesure utilisée dans les évaluations contingentes (Arrow *et al.*, 1993).

Des études montrent que le CAP hypothétique est généralement supérieur au CAP réel (Loomis *et al.*, 1996; Botelho *et Pinto*, 2002). D'où l'importance de considérer les résultats de l'évaluation contingente comme une valeur relative et non une valeur absolue, ce qui recommande la prudence dans l'agrégation des résultats.

Les étapes

L'évaluation contingente se réalise en six étapes (Bontems *et Rotillon*, 1998).

1- La construction du scénario de référence

L'évaluation contingente cherche à évaluer la variation d'utilité lors d'un changement de situation. Le scénario doit donc décrire, le plus réellement possible, le scénario de départ et le scénario de changement. C'est l'équivalent de la création du marché hypothétique. Il est important, pour éviter les biais dans les réponses, d'expliquer simplement la nature du bien ou du service dont la valeur sera évaluée. Le véhicule de paiement doit aussi être bien compris par les répondants. L'étape de construction du sondage est primordiale, pour assurer une validité et une fiabilité adéquates.

2- La révélation des valeurs

Le sondage est administré par plusieurs moyens, par courrier, entrevue directe ou par téléphone. L'entrevue en personne présente un meilleur taux de réponse et permet au sondeur de donner davantage d'information et de précisions aux répondants.

3- Le calcul d'un CAP moyen

La moyenne des consentements à payer est calculée. Il faut tenir compte, comme décrit plus bas, des réponses des contestataires, notamment les réponses nulles.

4- La recherche de variables explicatives

Les réponses peuvent souvent être expliquées par des variables socio-économiques à l'aide de régression et de techniques économétriques. Les liens expliqués par la régression servent à analyser la validité de l'étude.

5- L'agrégation des résultats

Il y a deux moyens d'agréger les résultats. Le plus simple consiste à multiplier le consentement à payer moyen par la population totale. Si les CAP des répondants peuvent être bien expliqués par leurs variables socio-économiques, il est possible d'estimer le CAP de la population totale selon ses caractéristiques socio-économiques moyennes, ce qui permet potentiellement un CAP mieux adapté à la population.

6- L'évaluation de l'étude

Les conditions de réalisation de l'étude sont analysées, afin de déterminer les biais potentiels et leur influence sur les résultats.

Validité et fiabilité

L'évaluation contingente est une méthode très populaire dans la littérature scientifique. De nombreuses études empiriques ont été réalisées avec cette méthode, sur plusieurs sujets et dans divers pays. Mais les critiques des résultats sont aussi nombreuses. Celles-ci portent principalement sur deux aspects : la validité et la fiabilité des résultats (Mitchell et Carson, 1989; Arrow *et al.*, 1993). La validité se définit selon Mitchell et Carson (1989) comme la mesure de la vraie valeur économique du bien par rapport aux fondements théoriques. Une manière de valider les résultats à l'intérieur de l'étude est de s'assurer, par l'ajout de certaines questions, si les réponses sont constantes et logiques (Arrow *et al.*, 1993). Une critique principale de l'évaluation contingente est l'impossibilité d'en valider les résultats par d'autres méthodes (Arrow *et al.*, 1993). Cependant, plusieurs études comparent les résultats d'une évaluation contingente avec les résultats d'autres méthodes de monétisation afin de valider ces premiers (Park *et al.*, 2002; Turpie et Joubert, 2001; Jin *et al.*, 2006). La fiabilité réfère à la reproductibilité des résultats. La recherche a permis de raffiner l'évaluation contingente afin d'en minimiser les biais et erreurs de validité et de reproductibilité. Les sections suivantes présentent les techniques à utiliser pour réaliser une évaluation contingente dans les règles de l'art.

Scénario et présentation du sondage

Construire un scénario réaliste est une étape cruciale de l'évaluation contingente. C'est principalement ce qui assurera des résultats valides et fiables. Le défi vient du fait que c'est un scénario hypothétique, qui doit mettre le répondant dans une situation réaliste. Les informations fournies doivent être précises et suffisantes, afin d'éviter que les répondants interprètent le scénario différemment. Ceux-ci doivent aussi prendre le scénario au sérieux, afin de répondre selon leur véritable consentement à payer. Certains répondants pourraient répondre un consentement à payer supérieur, car ils ressentent la pression de répondre la « bonne réponse ». Un pré-test et des questions de suivi sont essentiels, afin de vérifier la réaction des répondants au scénario et déceler les biais. Il arrive parfois que des répondants aient des réponses négatives, car ils rejettent le scénario. Par exemple, le répondant peut

juger que le fardeau de dépollution ne devrait pas être payé par lui mais par les pollueurs ou il peut exprimer le sentiment que sa contribution ne changerait rien à la situation.

Pour éviter plusieurs biais et assurer la meilleure validité possible des réponses, le scénario doit rappeler aux répondants l'existence de substituts (si tel est le cas) ou d'autres biens et services à financer. Aussi, ils doivent être conscients de leurs contraintes budgétaires, afin de ne pas consentir à payer un montant irréaliste.

Poser la bonne question

Il y a cinq techniques de questionnement utilisées dans les études d'évaluation contingente. Elles présentent toutes des biais potentiels, mais la réalisation d'un pré-test aide à en diminuer les effets. La plus vieille et la plus couramment utilisée est le référendum (ou enchère, en anglais : bidding game, two-alternative). Une gamme de montants est prédéterminée. Un montant est attribué au hasard à chaque répondant, qui doit répondre par « oui » ou « non » et ainsi de suite, jusqu'à ce qu'on ait trouvé le montant accepté le plus élevé. Un avantage de cette technique est que le sondeur peut obtenir la valeur maximale du CAP. Aussi, étant donné que la technique recrée l'impression d'une situation de marché à partir de laquelle le répondant peut réfléchir à ses préférences, les résultats sont relativement valides (Cummings *et al.*, 1986 dans Venkatachalam, 2004). Cependant, la technique comporte des désavantages. Le coût en est assez élevé, étant donné qu'elle requiert la présence des sondeurs durant les entrevues. Ce type de sondage ne peut se faire par la poste. Aussi, cette technique peut être affectée par le biais du point de départ, qui présente un CAP différent selon le montant initial proposé. Cependant, il n'y a pas de consensus dans la littérature sur l'importance de ce biais (MLCP, 1992).

La deuxième technique est la carte de paiement. Elle consiste à présenter une gamme de montants de CAP pour le bien étudié et de demander aux répondants de choisir celle qui correspond le mieux à leur CAP maximum. L'avantage de la carte de paiement est qu'elle permet de découvrir le CAP maximal des individus. Elle peut cependant être en prise avec le biais d'étendue. Un répondant peut cependant être influencé par les intervalles entre les montants proposés (Mitchell et Carson, 1989).

Une autre technique consiste à simplement demander au répondant quel montant maximal il est prêt à payer pour un bien ou un service. C'est la technique de la question ouverte (open-ended elicitation technique). Elle est avantageuse car elle ne requiert pas la présence d'un sondeur (peut se réaliser par la poste) et n'est pas influencée par le biais du point de départ. Elle donne toutefois des résultats conservateurs, favorise les réponses de contestation ou les désistements et est influencée par le biais stratégique. Ce biais survient lorsque les répondants expriment intentionnellement de fausses préférences pour un bien public. La forme la plus fréquente de ce biais arrive quand les répondants expriment un CAP plus bas que ce qu'ils considèrent réellement, en espérant que les autres payeront assez pour arriver à fournir ce bien (Mitchell et Carson, 1999).

La technique de questionnaire la plus récente de l'évaluation contingente est l'approche « à prendre ou à laisser » (single-bounded dichotomous choice). Cette technique a gagné en popularité au détriment du référendum. Une gamme de montants est prédéterminée. On assigne un seul montant au hasard à chaque répondant, auquel on demande de répondre par « oui » ou « non ». Évidemment, un grand échantillon est requis pour arriver à définir la distribution des valeurs choisies et le biais du point de départ est un problème. De plus, le CAP déclaré n'est qu'un indicateur du CAP et non le CAP maximal. Pour déduire le CAP moyen, il faut avoir un très large échantillon ou poser des hypothèses pour établir les fonctions de distribution et de régression, ce qui demande davantage de connaissances statistiques et économétriques de la part de l'évaluateur. Le biais stratégique est minimisé et la simplicité de la question facilite un taux de réponses élevé de la part des individus sondés, en plus de donner la possibilité de sondages postaux ou téléphoniques.

Cette technique a été raffinée par Carson *et al.* (1986, dans Cameron et Quiggin, 1994) pour améliorer l'approximation du CAP maximal. Suite au premier montant proposé au hasard à chaque répondant, un second montant est suggéré, plus élevé si la réponse était affirmative et plus faible si la réponse était négative. Les résultats de cette variante seraient statistiquement plus robustes que ceux de la méthode précédente (Hanemann *et al.*, 1991). Mais cela suppose des connaissances poussées en techniques économétriques et un

échantillon important. Le biais du point de départ demeure aussi un problème à considérer et le sondage postal n'est pas possible.

Ces cinq techniques présentent chacune des avantages et des désavantages. Laquelle doit être privilégiée? Hanemann et Kanninen (1999, dans Venkatachalam, 2004) suggèrent de choisir la méthode appropriée selon différents facteurs, comme la nature du bien étudié, le coût du sondage, la nature des répondants ciblés, la technique statistique utilisée, etc. Le type de question dépend donc des caractéristiques de chaque projet d'évaluation.

Choisir la population étudiée

Le choix de la population et de la taille de l'échantillon sondé se base sur les principes statistiques reconnus. Pour établir la population étudiée, il faut se demander qui sera influencé par le changement prévu dans le scénario : les résidents d'une zone géographique définie, les utilisateurs du bien public évalué? L'unité d'échantillonnage est-elle au niveau du ménage ou de l'individu? Mitchell et Carson (1989) suggèrent de définir la population selon les relations avec le bien public évalué suivantes :

Tableau 4. Relations entre payer pour un bien et bénéficier de ses avantages (adapté de Mitchell et Carson, 1989)

		Ceux qui payent pour le bien	
		Oui	Non
Ceux qui bénéficient du bien	Oui	A	B
	Non	D	C

Ensuite, les agents économiques pertinents doivent être identifiés, lesquels constituent l'unité d'échantillonnage. S'agit-il des individus ou des ménages? Doit-on se fier à la liste des payeurs de taxes ou des résidents? Il importe de dresser la liste de la population appropriée, qui correspond à ceux qui bénéficient du bien public ou ceux qui en absorbent les coûts (Mitchell et Carson, 1989).

La familiarité avec le bien évalué est un sujet souvent discuté dans la littérature concernant l'évaluation contingente. Plusieurs auteurs ont argumenté que le manque de connaissance et d'expérience du contexte relatif au bien évalué et du bien évalué lui-même affecte la validité du consentement à payer ((Boyle *et al.*, 1993; Diamond et Hausman, 1993; Boyle *et al.*, 1994; Whitehead *et al.*, 1995; Cameron et Englin, 1997) dans Kniivilä, 2006). Certains pourraient alors être tentés de ne sonder que les individus utilisant le bien évalué (par exemple, un site récréatif), même pour en analyser les valeurs de non-usage. Une étude empirique récente (Kniivilä, 2006) démontre au contraire qu'il n'y aurait aucun fondement à exclure de la population sondée ceux n'ayant pas d'expérience reliée au bien évalué. En effet, les résultats de leur CAP semblent aussi valides que ceux des individus ayant utilisé le bien évalué. Une présentation et une communication efficaces aident à obtenir des résultats qui collent à la théorie.

Un piège lors de l'analyse : les réponses de contestation

Un problème récurrent lors de l'analyse des données est le traitement des réponses de contestation (protest bids). Celles-ci comprennent les montants très élevés, les montants nuls et les répondants qui refusent de répondre. Généralement, les contestataires adoptent une ou l'autre des attitudes suivantes : ils répondent un CAP de zéro, alors que leur CAP réel est positif ou ils répondent un CAP beaucoup plus élevé que leur CAP réel (Lindsay, 1994 dans Meyerhoff et Liebe, 2006). Il y aurait trois raisons principales expliquant le refus des répondants à exprimer leur CAP réel (Boyle, 2003 dans Meyerhoff et Liebe, 2006). Certaines personnes peuvent mal comprendre le fonctionnement du sondage et ce qu'ils doivent faire, mais répondent tout de même. D'autres peuvent répondre stratégiquement. Leur CAP déclaré est plus faible que leur CAP réel, car ils espèrent que les autres payeront plus qu'eux pour le bien évalué. D'autres encore peuvent tout simplement refuser les concepts de l'évaluation contingente et du CAP.

L'approche courante est d'éliminer ces réponses de contestation de l'échantillon. Meyerhoff et Liebe (2006) suggèrent cependant de garder ces réponses, même si elles évaluent à la baisse la valeur économique du bien évalué. Ils argumentent que la pratique

actuelle n'est pas pertinente en regard des résultats empiriques et qu'elle peut causer des erreurs plus importantes que celles causées par l'inclusion des contestations.

Les biais et limites

L'évaluation contingente est sujette à de nombreux biais. Plusieurs manières de les éviter (ou du moins de les minimiser) ont été abordées plus haut.

Le biais hypothétique est un biais relié au fondement même de l'évaluation contingente, qui se base sur un marché hypothétique. La littérature fait souvent état que le CAP est surestimé quand le paiement est hypothétique comparé aux situations où les répondants doivent réellement déboursier. Cummings et Talyor (1999 dans Lusk, 2003) ont proposé la méthode de la discussion informelle (en anglais : cheap talk) pour réduire ce biais. C'est une méthode utilisée dans la théorie des jeux. L'évaluateur informe les répondants sur l'influence du biais hypothétique avant de leur demander leur consentement à payer. Les études ont démontré que cette méthode peut réduire le biais hypothétique, dans le cas où les répondants ne connaissent pas le bien évalué (Lusk, 2003). La méthode de la discussion informelle est donc une avenue intéressante pour améliorer l'évaluation contingente, même lors de l'utilisation d'un sondage postal (Lusk, 2003).

Le biais d'inclusion se manifeste lorsque le CAP est constant, même si l'échelle d'évaluation du bien change. Par exemple, si la valeur d'une rivière spécifique est la même que la valeur attribuée à l'ensemble des rivières du Québec, il y a un biais d'inclusion. Les opposants à l'évaluation contingente soutiennent que ce biais montre que la méthode n'est pas appropriée pour évaluer les préférences économiques et que ses résultats ne devraient pas être utilisés dans les analyses-coûts bénéfiques (Nunes et Schokkaert, 2003). La littérature suggère plusieurs moyens pour minimiser ce biais, notamment en choisissant la population de manière adéquate, en décrivant bien le scénario et en réalisant un pré-test. De plus, une étude récente démontre que les questions ouvertes favorisent davantage le biais d'inclusion (Veisten *et al.*, 2004). Une autre cause de ce biais est l'effet de la satisfaction morale (en anglais : warm glow). Un exemple typique de cet effet est le répondant qui donne toujours le même montant, peu importe la cause, car c'est le simple fait de donner

qui est important pour lui, peu importe la valeur réelle qu'il accorde au bien évalué. Nunes et Schokkaert (2003) suggèrent que cet effet peut être considéré comme une composante du CAP. Si cela s'avérait, le CAP pourrait être ajusté sans l'effet de la satisfaction morale.

Il sera intéressant de voir l'évolution dans les prochaines années des variantes de l'évaluation contingente et de leur capacité à exprimer les préférences réelles des individus.

Exemple d'application de la méthode à la biodiversité

Une étude réalisée en Angleterre (Christie *et al.*, 2006) visait à identifier les problèmes liés à l'évaluation économique de la biodiversité, par une évaluation contingente sur des politiques d'amélioration de la biodiversité et une étude de choix multi-attributs estimant la valeur des attributs de la biodiversité. Étant donné le faible niveau de connaissances de la biodiversité du grand public, une revue documentaire et des groupes de discussion ont servi à établir le moyen de vulgariser le concept de biodiversité. La biodiversité y est donc représentée par des composantes anthropocentriques (espèces fauniques rares ou peu communes, espèces fauniques communes) et des composantes écologiques (qualité de l'habitat et processus écosystémiques). Ces composantes servent à décrire les impacts de trois scénarios de politique de conservation de la biodiversité. Des augmentations de taxes sur les cinq années suivantes sont proposées selon la méthode de la carte de paiement. Les moyennes de CAP obtenues varient entre £36 et £74 (environ 100\$ CAD et 200\$ CAD en dollars constants de 2008). Les répondants ont donc démontré des CAP positifs pour une augmentation de la biodiversité. Cependant, l'absence de différences significatives entre les moyennes des CAP des différents scénarios fait croire aux auteurs que les répondants sont indifférents aux moyens pris pour augmenter la biodiversité.

La méthode des choix multi-attributs

Le contexte d'utilisation de la méthode

La méthode des choix multi-attributs (choice experiment) est une variante de l'évaluation contingente, en ce sens qu'elle se base sur un sondage. Elle est développée depuis environ une dizaine d'années. Contrairement à cette dernière, qui évalue une politique ou un bien public dans son ensemble, la méthode des choix multi-attributs (MCMA) permet d'évaluer les diverses caractéristiques de cette politique ou de ce bien public. Elle permet donc d'ajuster les attributs d'une politique ou d'un bien public selon les préférences des répondants. Elle serait plus avantageuse, notamment parce qu'elle permet de comparer des composantes du scénario (attributs) entre elles. Toutefois, elle coûte plus cher car le sondage est plus complexe et les statistiques sont plus laborieuses à traiter.

La méthode des choix multi-attributs présente plusieurs avantages sur les autres méthodes de monétisation (Holmes et Adamowicz, 2003). Comparativement aux méthodes des préférences révélées et à l'observation des marchés réels, le chercheur a plus de contrôle sur le bien évalué avec la MCMA et les conditions d'évaluation. De plus, comme dit précédemment, les valeurs de non-usage peuvent être évaluées (Adamowicz *et al.*, 1998b). Aussi, contrairement aux méthodes révélées et à l'évaluation contingente, les réponses obtenues par la MCMA décrivent plus en détails les préférences et permettent d'évaluer les compromis entre différents attributs (une baisse d'un attribut peut être compensée par une hausse d'un autre attribut). Ces deux avantages sont pratiques dans un contexte de gestion et de prise de décision.

Le modèle

Tout comme la méthode des prix hédoniques, on suppose que le bien évalué se décrit comme un amalgame de différents attributs, pour lesquels le consommateur ressent des préférences. Ces attributs doivent être définis en plusieurs niveaux. À titre d'exemple, le tableau 5 montre les attributs et leurs niveaux utilisés dans l'étude de Dachary-Bernard (2004) sur les paysages ruraux de Bretagne. Pour définir les attributs pertinents et leurs

niveaux, des groupes de discussion, des entrevues et les expériences empiriques passées sont utilisés.

Tableau 5. Attributs du paysage retenus et leurs niveaux (adapté de Dachary-Bernard, 2004)

Attributs	Niveaux (états)
Lande	1. Très arborée 2. Moyennement arborée 3. Rase
Bocage (espace agricole)	1. Pas bocager 2. Peu bocager 3. Très bocager
Bâtiments agricoles (non traditionnels)	1. Non intégrés 2. Moyennement intégrés 3. Bien intégrés
Prix (supplément de taxe de séjour)	1. 0,10 € 2. 0,20 € 3. 0,30 €

Après avoir déterminé les attributs et leurs niveaux respectifs, différents niveaux des attributs sont combinés pour créer des options, lesquelles seront soumises au choix des répondants. La combinaison des niveaux d'attributs est basée sur la théorie statistique. Les niveaux d'attributs sont regroupés selon un plan d'expérience factoriel (chaque niveau de tous les attributs est combiné avec chaque niveau des autres attributs). L'élaboration soignée de ce plan d'expérience est importante, car il détermine les limites de ce que peuvent révéler les données.

Le questionnaire comprend des groupes d'options, sur lesquels devront s'exprimer les répondants, en plus de questions sur les caractéristiques socio-économiques et démographiques, les attitudes et les expériences antérieures des répondants. Ces questions permettront d'analyser la validité des réponses, selon les théories de l'économie du bien-être et d'expliquer les différences individuelles des répondants. Peu de recherches ont été effectuées sur le nombre optimal de séries d'options à présenter aux répondants (Adamowicz *et al.*, 1998a). Plusieurs études en soumettent huit. L'analyse des données se base sur les méthodes économétriques afin d'évaluer les préférences des répondants.

Suite à la présentation des groupes d'options, il y a quatre types de réponses possibles : l'expérience relative aux choix, le classement contingent, la notation contingente et l'échelle meilleure-pire. L'expérience relative aux choix consiste à présenter au répondant un groupe d'options et à lui faire choisir sa préférée parmi le groupe. Plusieurs groupes sont présentés consécutivement, avec des options différentes (c'est-à-dire des combinaisons des niveaux d'attributs différentes). Adamowicz *et al.* ont prouvé l'utilité de l'expérience relative aux choix pour évaluer les valeurs d'usage (1994) et les valeurs de non-usage (1998).

Le classement contingent propose aussi des groupes d'options. Le répondant doit classer les options du groupe en ordre de préférence. Ce type de réponse fournit donc plus d'informations que l'expérience relative aux choix, car le répondant exprime ses préférences pour chacune des options du groupe et en les comparant entre elles.

La notation contingente présente une à une les options au répondant, qui indique son degré d'appréciation pour chacune d'elles sur une échelle de notation. Bien que ce type de réponse soit simple à analyser économétriquement, il présente plusieurs problèmes. En effet, il ne permet pas la comparaison directe des choix alternatifs. Malgré la possibilité de compenser ces inconvénients avec des techniques économétriques, Holmes et Adamowicz (2003) ne recommandent pas la notation contingente pour les évaluations en environnement. Ils soutiennent qu'elle n'a pas d'équivalent en situation de marché réel et que son lien avec la théorie économique est trop faible, car cette dernière se base sur la préférence d'un « bien » par rapport à un autre. Aussi, selon Louvière *et al.* (2000 dans OCDE, 2002), parmi les trois types de réponses présentés plus haut, seuls la modélisation des choix et le classement contingent relèvent assez étroitement de la théorie économique pour être utilisés dans les analyses coûts-bénéfices.

Le quatrième type de réponse est l'échelle meilleure-pire (en anglais : Best-Worst Scaling) (Finn et Louvière, 1992 dans Louvière, 2006). Comme le dit son nom, l'échelle meilleure-pire consiste à demander aux répondants de nommer, parmi un groupe d'options, celle qui leur paraît la meilleure et la pire. Les recherches précédentes en comportement humain suggèrent qu'il y a un biais entre les individus concernant les différents rangs d'une échelle

de notation. De plus, les humains ont tendance à répondre de manière plus constante aux options extrêmes et de manière plus inconstante aux options classées vers le milieu de l'échelle de notation (Louviere, 2006).

Les limites et biais

L'utilisation de la méthode des choix multi-attributs pour éliciter les préférences des individus en économie du bien-être est encore relativement récente. C'est pourquoi il reste beaucoup de connaissances à acquérir dans ce domaine. Les biais de la méthode ne semblent pas encore tous découverts. Par exemple, l'influence du plan d'expérience sur les préférences est connue, mais encore mal comprise (Adamowicz et Deshazo, 2006). Hensher (2006) a récemment montré que dans certaines situations, le consentement à payer moyen varie selon le nombre d'attributs par option et le nombre d'options par groupe. Louviere (2006), un des experts de la méthode, exhorte les économistes à travailler davantage en équipes multidisciplinaires. Il argumente que la théorie statistique, jumelée à la théorie économique, est un pilier important de la méthode, mais il ne faut pas pour autant négliger la théorie du comportement, qui est la base de l'étude des choix des individus.

Exemples d'applications de la méthode à la biodiversité

L'étude de Christie *et al.* (2006) mentionnée précédemment incluait aussi une étude de choix multi-attributs estimant la valeur de la biodiversité. Les attributs étaient les espèces fauniques rares ou peu communes, les espèces fauniques communes, la qualité de l'habitat et les processus écosystémiques. Chaque attribut était défini en trois niveaux, dont deux représentant des améliorations et un reflétant le statu quo, qui équivaut à une dégradation. Cinq groupes contenant chacun cinq options étaient successivement présentés aux répondants. Ceux-ci devaient choisir l'option préférée parmi le groupe. Comme pour l'évaluation contingente, le véhicule de paiement était une augmentation de taxe annuelle pour les cinq années suivantes. Les CAP varient de 34£ à 189£ (environ 74\$ CAD et 414\$ CAD en dollars constants de 2008) par an, selon les changements de niveaux d'attributs proposés.

Garrod et Willis (1997) ont utilisé le classement contingent pour évaluer les préférences du grand public envers l'augmentation des superficies forestières aménagées selon trois types d'aménagements forestiers visant à augmenter le niveau de biodiversité et le statu quo. Les options proposées représentaient des combinaisons de pourcentages voués aux différents aménagements forestiers sur un territoire forestier éloigné de Grande-Bretagne. Une augmentation de taxe était incluse dans chacune des options, allant de 0£ à 20£ ((1995) soit de 0\$ à environ 41\$ CAD en dollars courants). Il en ressort que les CAP moyens sont positifs pour les trois aménagements proposés. L'augmentation est cependant plus grande pour passer d'un aménagement forestier avec conservation de la biodiversité « de base » vers un aménagement forestier avec conservation de la biodiversité « désirée » que de ce même aménagement vers une « conservation vers une forêt plus naturelle ».

Le transfert des bénéfices

La méthode des transferts de bénéfices est utilisée dans plusieurs disciplines. En économie de l'environnement, c'est une méthode assez récente et en utilisation croissante. Elle consiste à emprunter une estimation du consentement à payer pour un site (site d'étude) et à l'appliquer à un autre site (site de l'action des pouvoirs publics) (OCDE, 2002).

L'avantage principal du transfert de bénéfices est d'éviter les coûts et le temps de réalisation d'une étude primaire. Il permet aussi de faire une évaluation sommaire d'une problématique, afin d'orienter une étude primaire. Quelques bases de données répertorient des études primaires existantes (telle que l'« Environmental Valuation Reference Inventory » (EVRI) gérée par Environnement Canada) dans le but de faciliter le transfert de bénéfices.

Il existe deux grandes catégories de méthodes de transfert de bénéfices : le transfert de valeurs et le transfert des fonctions d'avantages. Ces catégories se divisent en sous-classes. La littérature présente différentes classifications à ce niveau. Comme le montre la figure 2, Rosenberger et Loomis (2003) séparent le transfert de valeurs et le transfert des fonctions d'avantages en deux et trois classes, respectivement.

Le transfert de valeurs ponctuelles transpose directement le consentement à payer d'une étude primaire à un autre contexte semblable, que ce soit une valeur ponctuelle (moyenne,

médiane) ou un intervalle. Une revue de littérature est réalisée pour trouver des évaluations portant sur des sites récréatifs. Le consentement à payer pour le site d'origine (A) ressemblant le plus au site faisant l'objet du transfert (B) est retenu. Par exemple, si l'étude évalue le consentement à payer pour visiter le site de récréation A à 10\$ par ménage et par année, ce montant est multiplié par le nombre de ménages visitant le site B annuellement, soit 1500 ménages. Le consentement à payer pour visiter B est donc de 15 000\$ par an.

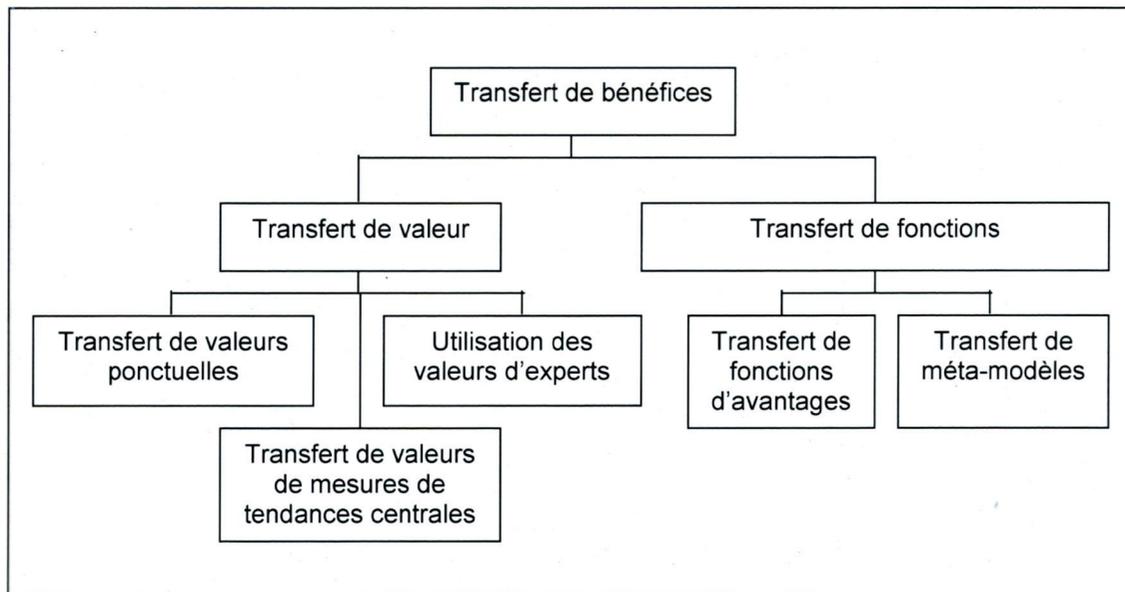


Figure 2. Classification des méthodes de transfert (adaptée de Rosenberger et Loomis, 2003)

Le transfert de valeurs de mesure de tendances centrales ressemble fortement à la méthode de transfert précédente. Cependant, la valeur utilisée pour le transfert se base sur plusieurs études. Une mesure de tendance centrale, telles que la moyenne ou la médiane, est calculée à partir des résultats de plusieurs études dont le site d'origine et les caractéristiques socio-économiques ressemblent au site du transfert. Étant donné que les valeurs provenant de diverses études peuvent être très variables, il est important de spécifier un intervalle de confiance.

L'utilisation des valeurs d'experts est la plus simple et la plus ancienne méthode de transfert. Bien que plus subjective que les autres méthodes, elle a été très utilisée aux États-Unis par le Service des Forêts (Genty, 2005; Rosenberger et Loomis, 2003). Une valeur est déterminée à partir de la littérature et de l'avis d'experts. Les hypothèses sous-jacentes à l'évaluation étant souvent inexpliquées, il est difficile d'ajuster ces valeurs génériques à des situations spécifiques (Genty, 2005).

Utiliser des valeurs sans les ajuster (quant aux différences des caractéristiques socio-économiques des populations, des caractéristiques matérielles de réalisation de l'étude, du changement proposé du bien et des conditions de marché (existence de substituts, etc.)) comporte cependant des risques (OCDE, 2002). Les méthodes de transfert de fonctions permettent ces ajustements.

Le transfert de fonctions d'avantages consiste à transposer la fonction de demande ou du consentement à payer du site d'origine au site évalué. Le consentement à payer ou la demande est exprimé en fonction des caractéristiques socio-économiques mesurables de la population. Autrement dit, les coefficients de la régression du site évalué proviennent de l'équation du site d'origine et les variables indépendantes sont celles de la population du site évalué. Le site d'origine doit être assez similaire au site évalué pour assurer la robustesse de la régression.

Le transfert de méta-modèles ressemble à la méthode précédente, à la différence que les fonctions proviennent de plusieurs études et que les variables explicatives peuvent relever à la fois des caractéristiques socio-économiques de la population, de la méthode d'évaluation, des caractéristiques du bien et du changement évalué et des caractéristiques des autres biens (substituts) (Rosenberger et Loomis, 2003).

Ces cinq méthodes permettent de réaliser des transferts de bénéfices. Toutefois, la validité du transfert déterminera si un gestionnaire peut se fier à des bénéfices transférés pour son analyse de politique ou s'il lui faut réaliser une recherche spécifique au contexte évalué. Le transfert de bénéfices est valide si les valeurs estimées ne diffèrent pas significativement ou si les coefficients des deux régressions sont significativement semblables. L'erreur associée

au transfert est souvent utilisée pour qualifier les différences de valeurs. C'est la différence, en pourcentage, entre la valeur du site obtenue par une étude primaire et la valeur transférée pour le même site.

$$\text{Erreur du transfert (\%)} = \left| \frac{\text{Valeur transférée} - \text{Valeur du site (étude primaire)}}{\text{Valeur du site (étude primaire)}} \right| \times 100$$

Des compilations d'erreurs de transfert montrent que celles-ci peuvent être d'amplitude très variable (Rosenberger et Loomis, 2003; Genty, 2005; Brouwer, 2000; Ready *et al.*, 2004), certaines étant sous les 50% et d'autres étant supérieures à 100%. La littérature fait d'ailleurs état de conclusions contradictoires quant à la validité des différentes techniques de transfert. Rosenberger et Loomis (2003) affirment que les études empiriques semblent indiquer que les transferts de fonctions sont plus précis que les transferts de valeurs. Ready *et al.* (2004) soutiennent que le transfert de valeurs n'est pas forcément plus valide que le transfert de fonctions lors de transferts de bénéfices entre différents pays. Genty (2005) conclut qu'il faut distinguer la théorie de la pratique. Sur une base théorique, le transfert de fonctions semble mieux que le transfert de valeurs, tandis que la pratique ne montre aucune différence. Selon lui, le transfert serait approprié quand les enjeux sont modestes.

Il reste beaucoup à faire pour améliorer la validité des transferts de bénéfices. À la base, il faut des études primaires de qualité et en faciliter l'accès, par le développement des bases de données. Comme pour la méthode des choix multi-attributs, prendre en compte les facteurs psychologiques et culturels expliquant les différences de préférences entre deux populations contribuerait à améliorer la validité. L'amélioration des méta-modèles semble une voie d'avenir prometteuse. Finalement, pour assurer la crédibilité du transfert de bénéfices, la recherche sur les tests de validité et la détermination de protocoles standardisés d'application du transfert sont réclamés par plusieurs experts (Rosenberger et Loomis, 2003; Genty, 2005; Brouwer, 2000; Ready *et al.*, 2004; Kristofersson et Navrud, 2005).

Méthode choisie pour répondre à la problématique

La méthode d'évaluation contingente a été choisie pour réaliser la présente étude, car elle semblait plus appropriée pour mesurer le CAP de plusieurs types d'aménagement forestier. Elle permettait, contrairement à la méthode des choix, de réaliser un questionnaire plus court et moins exigeant pour le répondant, avec seulement quatre questions successives de CAP. Les deux méthodes ont été proposées à un groupe de discussion (voir section méthodologie dans le chapitre deux pour plus de détails), qui a jugé que la méthode d'évaluation contingente semblait plus conviviale et appropriée au contexte de l'étude.

Chapitre 2

Évaluation économique de la biodiversité selon différents types d'aménagement forestier : une évaluation contingente

Virginie Mai Hô, Nancy Gélinas

Département des sciences du bois et de la forêt, Faculté de foresterie et de géomatique,
Université Laval, Québec, Canada

Revue ciblée : Ecological Economics

Résumé

L'évaluation économique est un outil pouvant servir à intégrer la biodiversité dans les décisions de gestion des ressources naturelles. Cette étude exploratoire vise à estimer la valeur économique de la biodiversité dans un contexte de différentes intensités d'aménagement forestier. La méthode de l'évaluation contingente est utilisée. Le consentement à payer (CAP) a été calculé pour la variation de la qualité de l'habitat engendrée pour plusieurs types d'aménagement forestier proposés (aménagement écosystémique, conservation, aménagement très intensif et triade), en comparaison avec la situation d'aménagement forestier actuelle. Les valeurs de CAP obtenues dans cette étude sont conservatrices, variant entre 5,50\$ CAD et 30,61\$ CAD selon les situations présentées et les échantillons sondés. Comme tous les résultats d'évaluations contingentes, nos résultats sont probablement fortement influencés par le contexte de l'étude, son scénario et son mode de paiement.

Mots clés : évaluation contingente, biodiversité, aménagement forestier, consentement à payer

Introduction

Les ressources forestières étant de juridiction provinciale au Canada, et ce dernier ayant ratifié la Convention sur la diversité biologique, le gouvernement du Québec s'est doté de plusieurs engagements pour conserver la biodiversité. Plusieurs documents officiels du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) jouant un rôle majeur dans la gestion des forêts québécoises reflètent ces engagements, dont la *Stratégie de protection des forêts*, adoptée en 1994 (MRNF, 2003), et l'actuelle *Loi sur les forêts* (L.R.Q., F-4.1).

Cependant, l'OCDE (2002) affirme que : « il est indéniable que du fait qu'elles n'ont pas de valeur économique, la biodiversité et de nombreuses ressources biologiques ne peuvent lutter à armes égales avec les forces qui provoquent leur amoindrissement. » Hors, les forêts sont majoritairement publiques au Québec et les utilisateurs (industriels, villégiateurs, résidents ruraux, etc.) sont nombreux. L'évaluation économique de la biodiversité pourrait permettre de l'inclure davantage dans les décisions de gestion de la forêt. Il n'existe pour l'instant aucune étude de ce genre au Québec.

La biodiversité étant divisée en plusieurs niveaux (espèce, gène, écosystème, processus écologiques) (Convention sur la diversité biologique, 1992), Nunes et van den Bergh (2001) regroupent les évaluations économiques de la biodiversité en plusieurs catégories. Ils rapportent notamment les résultats d'études sur une seule espèce, plusieurs espèces, des habitats et des fonctions et services d'écosystèmes. Différentes approches sont donc utilisées pour évaluer économiquement (monétiser) la biodiversité.

Christie *et al.* (2006) ont réalisé une évaluation contingente sur des politiques d'amélioration de la biodiversité et une étude de choix multi-attributs estimant la valeur des attributs de la biodiversité. Étant donné le faible niveau de connaissances de la biodiversité du grand public, ils ont réalisé des groupes de discussions et une revue documentaire pour vulgariser le concept de biodiversité. Ils représentent donc la biodiversité par des composantes anthropocentriques (espèces fauniques rares ou peu communes, espèces fauniques communes) et des composantes écologiques (qualité de l'habitat et processus écosystémiques). Ces composantes servent à décrire les impacts de trois scénarios de

politique de conservation de la biodiversité. Les moyennes de CAP obtenues, représentant des augmentations annuelles de taxes, varient entre £36 et £74.

Garrod et Willis (1997) ont utilisé le classement contingent pour évaluer les préférences du grand public envers l'augmentation des superficies forestières aménagées selon trois types d'aménagement forestier visant à augmenter le niveau de biodiversité et le statu quo. Les options proposées représentaient des combinaisons de différents aménagements forestiers sur un même territoire forestier de la Grande-Bretagne. Une augmentation de taxe était incluse dans chacune des options, allant de 0£ à 20£. Les CAP moyens sont positifs pour les trois aménagements proposés. L'augmentation est cependant plus grande pour passer d'un aménagement forestier avec conservation de la biodiversité « de base » vers un aménagement forestier avec conservation de la biodiversité « désirée » que de ce même aménagement vers une « conservation vers une forêt plus naturelle ».

Au Québec, il existe un projet pilote visant à gérer la forêt selon une approche de zonage, inspirée du concept de triade proposé par Seymour et Hunter (1992 dans Baskent et Yolasigmaz, 1999). Le territoire forestier est donc séparé en trois zones d'aménagement forestier distinctes : aménagement écosystémique, conservation et production forestière. Ce projet Triade se situe dans le nord de la Mauricie, une région forestière. De plus, une proposition de politique, ayant pour but de changer le régime forestier québécois, vise à étendre le concept (MRNF, 2008). Dans ce contexte, il serait intéressant de connaître l'effet de ces intensités d'aménagement forestier sur la valeur économique de la biodiversité, afin, éventuellement, d'inclure cette valeur dans la gestion forestière.

Le présent projet de recherche constitue donc une étude exploratoire et vise à estimer la valeur économique de la biodiversité dans un contexte de différentes intensités d'aménagement forestier. Au lieu de quantifier la biodiversité propre à plusieurs aménagements forestiers, il a été supposé que différentes intensités d'aménagement forestier présentent des qualités de biodiversité différentes, de manière croissante entre l'aménagement très intensif, l'aménagement actuel, l'aménagement écosystémique et la conservation. Trois objectifs spécifiques appuient cet objectif général. Le premier vise à évaluer le consentement à payer (CAP) des répondants pour des situations d'aménagement

forestier différentes. L'hypothèse reliée à cet objectif est que la valeur économique de la biodiversité, exprimée par le CAP des répondants, varie entre différentes intensités d'aménagement forestier et devrait augmenter en fonction d'une diminution de l'intensité. Le deuxième objectif spécifique a pour but d'identifier les caractéristiques des répondants qui influencent leur consentement à payer. Des caractéristiques socio-économiques devraient influencer le CAP des répondants. Le troisième objectif spécifique sert à valider l'importance des fonctions de la forêt pour les répondants, en posant l'hypothèse que les fonctions environnementales, économiques et sociales de la forêt sont toutes importantes.

La section suivante décrit la méthodologie de l'étude. L'évaluation contingente a été utilisée pour répondre à cette problématique. Il s'agit d'un questionnaire demandant le consentement à payer pour un changement environnemental, dans ce cas-ci des comparaisons successives des conséquences sur les habitats de différents aménagements forestiers. Les résultats sont ensuite présentés et expliqués et vient la discussion pour conclure.

Méthodologie

Concept de biodiversité

La biodiversité est un concept peu connu du public (Christie *et al.*, 2006). Il faut donc trouver un moyen de communiquer ce concept d'une manière simple et concrète. Également, pour tester l'hypothèse selon laquelle la valeur économique de la biodiversité diffère entre les intensités d'aménagements forestiers, il a fallu déterminer des niveaux de biodiversité pour chacun des types d'aménagement forestier. Comme l'ont fait plusieurs auteurs, des groupes de discussion ont servi à orienter les décisions concernant certains paramètres de l'étude, dont notamment à définir le concept de biodiversité utilisé dans l'étude (Christie *et al.*, 2006; Garrod et Willis, 1997). Un premier groupe de discussion s'est tenu avec les membres du comité d'experts sur les modèles économiques du MRNF, composé de représentants du ministère, de consultants forestiers et de professeurs-chercheurs universitaires. Le deuxième groupe de discussion a eu lieu avec les membres du comité de zonage du comité Triade Mauricie qui regroupe des intervenants de la faune, du

récréo-tourisme forestier, du monde municipal et régional, de l'industrie forestière, des autochtones et des ministères des Ressources naturelles et de la Faune et de l'Environnement du Québec, tous concernés par la gestion forestière du Haut-Saint-Maurice. Lors des discussions, les participants ont exprimé leurs perceptions face à la biodiversité et essayé de la décrire avec des mots simples, comme s'ils l'expliquaient à un ami ou à un client qui ne connaissait pas ce concept. Ces exercices ont mené à la sélection de l'habitat comme variable approximative de la biodiversité. Les discussions n'ont en effet pas ciblé d'espèces fauniques ou végétales particulières, c'est donc le concept d'habitat au sens large dont il est ici question. Puis les intensités d'aménagement forestier ont été caractérisées sur la base de comparaisons de leurs conséquences sur les habitats. Cette étape a été réalisée en collaboration avec un professeur d'université expert en écologie impliqué dans le projet Triade. Les groupes de discussion ont aussi exprimé l'intérêt de sonder les utilisateurs du territoire du Haut-Saint-Maurice, soit les résidents de La Tuque, la principale ville du territoire, ainsi que les clients des établissements récréo-touristiques utilisant ce territoire forestier, soit des villégiateurs.

Populations ciblées et collecte de données

Le territoire de la Triade est une unité d'aménagement forestier. Cette unité territoriale étant seulement connue des forestiers et non pas du grand public, le territoire du Haut-Saint-Maurice a été choisi comme territoire du contexte du sondage. C'est d'ailleurs l'appellation utilisée pour promouvoir le tourisme de la région et les habitants de la région s'y identifient. Le Haut-Saint-Maurice couvre près de 28 000 km² et fait partie de la forêt boréale. Une carte illustre le territoire dans le questionnaire (voir figure 3).

Deux populations ont été sondées au mois d'août 2006. Une première population se composait des ménages de la ville de La Tuque, située en Mauricie. La Ville de La Tuque couvre sensiblement le même territoire que le Haut-Saint-Maurice, à l'exception des villes défusionnées de Lac Édouard et La Bostonnais. C'est la principale agglomération du Haut-Saint-Maurice. Lors du recensement national de 2006, il y avait 11 821 habitants et 5340 ménages (Statistiques Canada, 2007). L'industrie forestière est le principal moteur

économique de la région, le secteur manufacturier représentant le quart des emplois (Rochon, 2007).

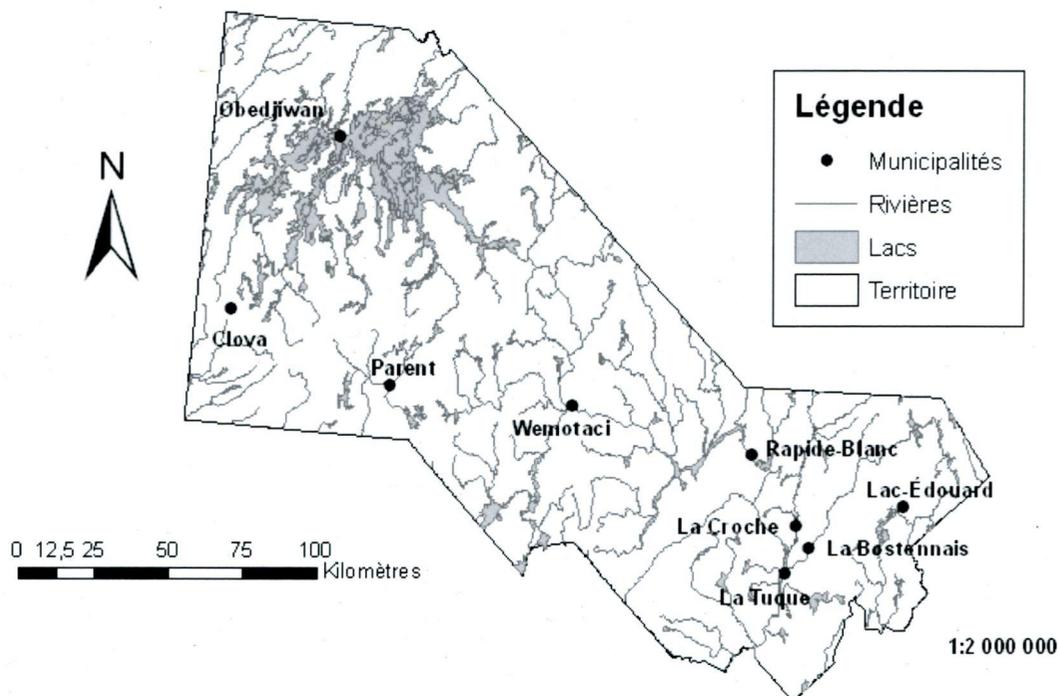


Figure 3. Carte du Haut-Saint-Maurice et ses agglomérations

Un échantillonnage par grappe a été réalisé pour sonder la population, à partir des routes de distribution du courrier utilisées par Poste Canada. Le budget étant une contrainte au nombre de questionnaires distribués, le choix des routes de facteur a été arrêté sur 2 des 12 routes, soit les LC007 et RR002, une combinaison permettant de distribuer les questionnaires dans 477 résidences. Un pré-test de 17 questionnaires avait été réalisé sur une autre route de facteur. Puis, une semaine avant la distribution et afin de contribuer à assurer un taux de réponse satisfaisant, un court reportage a été diffusé à la radio et dans le journal local afin d'informer les résidents à propos d'un sondage sur la forêt à venir dans certaines de leurs boîtes aux lettres.

Le Haut-Saint-Maurice contient une forte concentration de territoires fauniques structurés et organisés pour le récréo-tourisme, soit des zones d'exploitation contrôlée (zec)¹ et des

pourvoires². La deuxième population était donc composée de villégiateurs. Quatre des neufs zecs³ et deux des dix-sept pourvoires à droits exclusifs⁴ du Haut-Saint-Maurice ont été visitées (Tourisme Haut-Saint-Maurice, 2008a et 2008b). Quatre-vingt-dix-neuf questionnaires ont été distribués. Dans la majorité des cas, les villégiateurs ont été approchés à leur chalet ou à leur site de camping. Quelques questionnaires ont aussi été laissés à plusieurs postes d'accueil, pour d'éventuels clients. Les questionnaires ont été auto-administrés, autant pour les villégiateurs que les résidents.

Questionnaire

Le questionnaire comprend principalement des questions fermées et il est séparé en quatre sections. La section 1 porte sur les caractéristiques socio-économiques des répondants. La section 2 vise à connaître les connaissances et attitudes des répondants envers la forêt, la fréquence de leurs visites en forêt dans le Haut-Saint-Maurice, le but principal de ces visites (travail ou loisir) et leur familiarité avec les concepts écologiques de biodiversité, écosystème, habitat et espèce. Pour répondre au troisième objectif spécifique, l'importance accordée à certaines fonctions de la forêt a aussi été questionnée. La section 3 présente les questions d'évaluation contingente utilisées pour évaluer le consentement à payer. La section 4 permet d'évaluer les biais par des questions sur la clarté et la compréhension des concepts, définitions, mise en contexte et questions de CAP. Un espace permettait aussi de donner des commentaires sur le questionnaire.

Mise en contexte de l'évaluation contingente

Le marché hypothétique de la mise en contexte explique que la coupe de bois et les autres activités d'aménagement forestier peuvent influencer les habitats, dépendamment du type d'intervention et de leur intensité. Il précise aussi que :

De nouveaux types d'aménagements forestiers favorisant le maintien de la diversité des habitats pourraient être supportés par le gouvernement afin de faciliter leur mise en œuvre par les entreprises forestières. Encourager ces nouveaux types d'aménagements forestiers entraînerait des coûts supplémentaires pour la société. Nous voulons savoir si la société veut supporter ces coûts pour favoriser des aménagements forestiers favorisant le maintien de la biodiversité et de la diversité des habitats.

La biodiversité est simplement définie comme « *la variété des espèces vivantes, végétales et animales* » et il est spécifié qu'elle peut être évaluée par la diversité des habitats. L'habitat est défini comme « *le milieu de vie d'une espèce, qu'elle soit animale ou végétale et présente des conditions biophysiques (lumière, humidité, température, etc.) spécifiques* ». Il est mentionné qu'un habitat « *est aussi caractérisé par les interactions entre les espèces* ».

Une brève comparaison entre l'aménagement forestier actuel⁵ et trois autres types d'aménagements forestiers est ensuite présentée. Il s'agit de l'aménagement écosystémique⁶, la conservation⁷ et l'aménagement très intensif⁸. Les conséquences sur les habitats de ces types d'aménagement forestier par rapport à l'aménagement actuel sont expliquées. La figure 4 montre les informations fournies pour comparer les conséquences sur les habitats entre l'aménagement actuel et les trois autres.

AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL (+)	AMÉNAGEMENT FORESTIER ÉCOSYSTÉMIQUE (++)
<ul style="list-style-type: none"> • Plus d'habitats de milieux ouverts et de lumière (ex : chevreuils, fleurs sauvages) • Moins de diversité d'habitats • Plus d'habitats de jeunes forêts 	<ul style="list-style-type: none"> • Plus d'habitats de forêt dense (ex : caribou des bois) • Plus d'habitats de bois mort (insectes, oiseaux et animaux nicheurs dans les grandes cavités, ex : martre, hibou, pics bois) • Plus d'habitats de vieilles forêts
CONSERVATION (+++)	AMÉNAGEMENT FORESTIER TRÈS INTENSIF (-)
<ul style="list-style-type: none"> • Grande diversité d'habitats • Beaucoup plus d'habitats de vieilles forêts • Plus d'habitats d'espèces rares • Beaucoup plus d'habitats de bois mort (insectes, oiseaux et animaux nicheurs dans les grandes cavités, ex : martre, hibou, pics bois) 	<ul style="list-style-type: none"> • Moins de diversité d'habitats • Plus d'habitats de jeunes forêts • Plus d'espèces tolérant bien la présence humaine car interventions plus fréquentes que pour les autres types d'aménagement forestier

Figure 4. Comparaison des conséquences sur les habitats des aménagements forestiers proposés et de l'aménagement forestier actuel.

Le véhicule de paiement utilisé est l'augmentation annuelle d'impôt. Les forêts du Haut-Saint-Maurice sont majoritairement publiques, sous la responsabilité du gouvernement provincial. Certains territoires, comme les zecs et les pourvoiries, imposent une forme de droit d'accès à leur territoire. Mais à l'extérieur de ces territoires, l'accès à la forêt est gratuit. Dans ce contexte, l'impôt semblait un choix logique. D'autant plus que c'est un véhicule de paiement fréquemment utilisé dans d'autres études de monétisation de biens et services environnementaux (Christie *et al.*, 2006, Garrod et Willis, 1997) et qu'il permet de rejoindre à la fois les résidents et les villégiateurs.

La question de consentement à payer est la suivante : « *Sachant ces conséquences sur les habitats, quelle augmentation maximale d'impôt seriez-vous prêt à payer (par ménage, par année et pour les prochaines 5 années) pour que 50% du Haut-Saint-Maurice soit sous AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE? (en supposant que le nombre d'emplois reliés à la forêt reste le même)... » ». Les choix de montant à payer étaient présentés sous la forme d'une liste à cocher: 0\$, 5\$, 10\$, 20\$, 30\$, 50\$, 75\$, 100\$, 150\$, 200\$ et « ne veut pas répondre ». Des informations sur les dépenses gouvernementales par habitant avaient été fournies auparavant, afin de servir comme point de repères pour choisir parmi les augmentations d'impôts proposées. Aussi, les choix des montants ont été basés autour de la*

moyenne provinciale des dons fait à un organisme de protection de la nature et des réponses au pré-test. Dépendamment si le répondant avait choisi un « 0\$ », un CAP positif ou « ne veut pas répondre », il était invité à cocher parmi des énoncés justifiant son choix ou ajouter une raison « autre ». Les choix de réponses étaient les mêmes pour les quatre questions.

La deuxième question de CAP comparait l'aménagement forestier actuel avec la conservation et proposait la conservation sur 8% du territoire, comme la cible gouvernementale proposée par le gouvernement provincial (MDDEP, 2000). La troisième question de CAP comparait l'aménagement forestier actuel avec l'aménagement forestier très intensif, sur 10% du territoire. La quatrième question de CAP portait sur le concept de triade : « *Sachant que la baisse de diversité des habitats due à l'aménagement forestier TRÈS INTENSIF pourrait être compensée en mettant 8% du Haut-Saint-Maurice sous CONSERVATION, quelle augmentation maximale d'impôt seriez-vous prêt à payer? (par ménage, par année et pour les prochaines 5 années et en supposant que le nombre d'emplois reliés à la forêt reste le même) ».*

Analyses statistiques des consentements à payer

Pour vérifier certains des biais induits par le questionnaire, les répondants devaient indiquer s'ils avaient bien compris les concepts, la mise en contexte, les comparaisons entre les habitats et leurs conséquences et les questions de consentement à payer (Mitchell et Carson, 1989). Afin d'accroître la fiabilité des résultats de consentement à payer, les répondants affirmant avoir mal compris les questions de consentement à payer ont été retirés des analyses subséquentes.

Pour répondre au premier objectif spécifique, les CAP moyens ont été calculés pour les quatre situations proposées. La séparation des zéros de protestation des vrais zéros s'étant avérée difficile, ces moyennes ont été calculées de deux manières : avec et sans les CAP nuls. Un zéro de protestation survient quand un répondant attribue un CAP nul au bien évalué en répondant au sondage, alors qu'en réalité, il considère que ce bien a une valeur. Les CAP moyens excluant les CAP nuls peuvent être considérées comme les valeurs

maximales que seraient prêts à payer les répondants, tandis que les CAP moyens incluant les CAP nuls représentent les valeurs minimales. L'accent est davantage mis sur ces derniers, assurant ainsi des moyennes conservatrices. Une analyse de variance à mesures répétées utilisant la procédure Mixed dans SAS (version 9.1.3. Service Pack 4, SAS Institute Inc., Cary, Caroline du Nord, États-Unis) a permis de comparer les moyennes entre les populations et entre les quatre situations de CAP proposées.

Des modèles économétriques ont été utilisés pour répondre au deuxième objectif spécifique. Ainsi, afin de vérifier si les caractéristiques des répondants influencent leur volonté de déboursier ou non une somme d'argent pour chacune des quatre situations de consentement à payer proposées, une régression logistique binomiale a été réalisée dans SAS à l'aide de la procédure Logistic (voir Hosmer et Lemeshow (2001) pour une explication de la régression logistique). Un modèle contenant les variables sexe, âge, nombre d'enfants du ménage, scolarité, revenu et but principal des visites en forêt a été testé chez les résidents pour les quatre situations.

Une autre analyse a permis de valider si le montant du CAP peut être prédit par les caractéristiques des répondants. À cette fin, un modèle tobit a été appliqué sur les CAP moyens incluant les CAP nuls. Le tobit est un cas particulier d'un modèle de régression censuré qui sert à décrire la relation entre une variable dépendante non-négative et une variable indépendante. Ainsi, le tobit est pertinent à cause de l'abondance des CAP nuls (Tyrväinen et Väänänen, 1998; Veisten *et al.*, 2004). Les choix de réponses s'échelonnant de 0\$ à 200\$, ces montants ont servi de borne inférieure et de borne supérieure pour censurer le modèle. Pour plus de détails sur le tobit, voir Davidson et MacKinnon (1993, p.537-542).

Une analyse qualitative des « autres » raisons justifiant le CAP choisi et des commentaires émis dans la section réservée à cette fin a été réalisée avec le logiciel NVivo (version 2.0, QSR, Melbourne, Australie).

Résultats

Description des répondants et de leurs opinions et expériences

Les taux de réponses des questionnaires ont été de 23% pour les résidents et 42% pour les villégiateurs. Les profils des deux échantillons sont assez similaires.

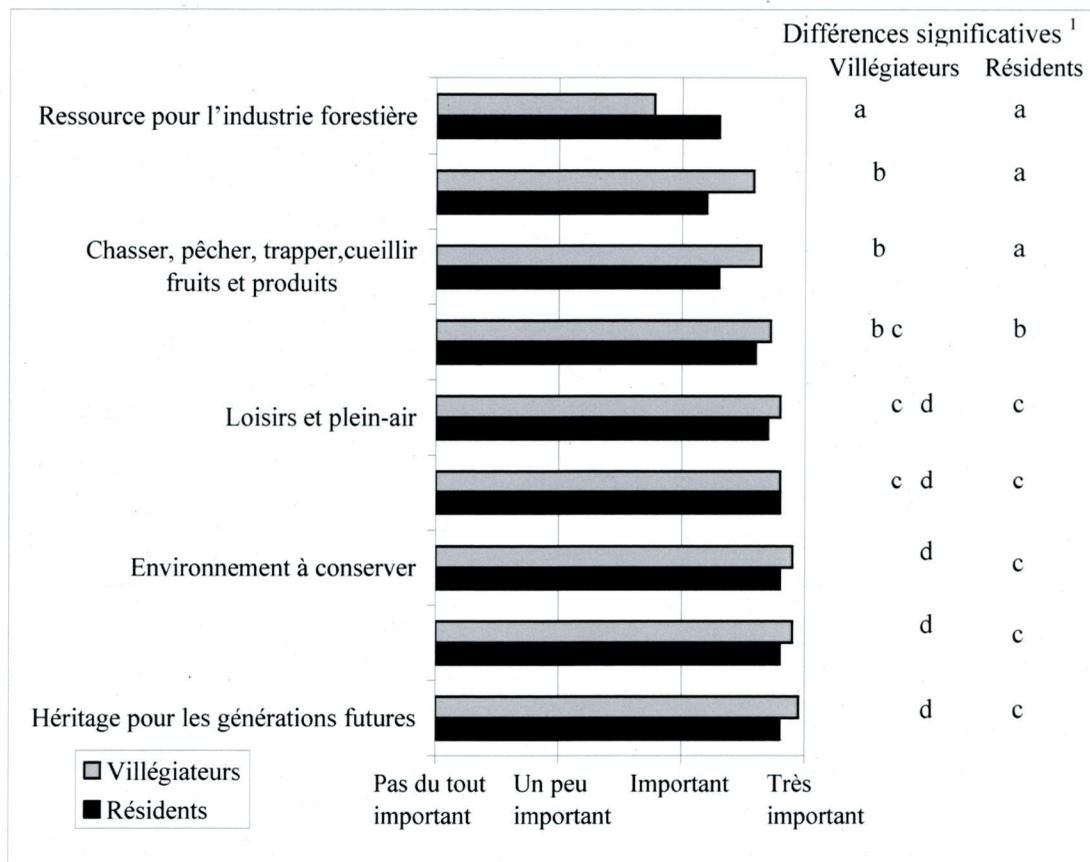
Les deux tiers des résidents sondés sont des hommes, alors qu'ils représentent environ la moitié des villégiateurs. Respectivement 88% et 81% sont âgés entre 25 et 64 ans, les autres étant essentiellement âgés de plus de 65 ans. Les deux échantillons sont similaires quant à la scolarité. La répartition des niveaux de scolarité complétés est environ de 5% pour le primaire, 45% pour le secondaire, 30% pour le collégial et 20% pour l'université. Le revenu moyen est de 64 000\$ pour les résidents échantillonnés et de 47 000\$ pour les villégiateurs échantillonnés. Les ménages ont en moyenne un enfant.

Une comparaison des résidents échantillonnés et de la moyenne de la population de La Tuque selon le recensement national montre que l'échantillon est plus scolarisé et a un revenu moyen plus élevé (Statistique Canada, 2002a, 2002b, 2002c; Institut de la Statistique du Québec, 2003). D'autre part, il a été impossible de comparer l'échantillon des villégiateurs avec une population des clients des zecs et des pourvoiries étant donné l'inexistence ou l'inaccessibilité de registres à ces niveaux. Les villégiateurs sondés proviennent surtout de la Mauricie (26%), de la région de Montréal (12%) et des régions limitrophes, comme le Saguenay-Lac-Saint-Jean (19%) et Lanaudière (17%). Peu proviennent de la région de la Capitale-Nationale (2%) et des autres régions et aucun de l'extérieur de la province de Québec.

Plus de 80% des résidents et des villégiateurs visitent principalement la forêt du Haut-Saint-Maurice pour les loisirs, les autres y allant pour le travail. Près des deux tiers des résidents échantillonnés y vont plus de 12 fois par année, contrairement à seulement le tiers des villégiateurs.

La figure 5 montre les résultats de la question sur l'importance des fonctions de la forêt, qui sert à répondre au troisième objectif spécifique. En moyenne, toutes les fonctions sont importantes pour les résidents. La seule qui soit moins qu'importante pour les villégiateurs est la « ressource pour l'industrie forestière ». Un test de Friedman a été réalisé pour distinguer les groupes de fonctions significativement différents avec un seuil de 10%. Il en ressort que les fonctions liées à la valeur d'existence des forêts et à leurs services écologiques sont les plus importantes. La fonction d'extraction pour l'industrie forestière est parmi les moins importantes selon les deux échantillons, bien que l'économie de La Tuque dépende fortement de cette industrie.

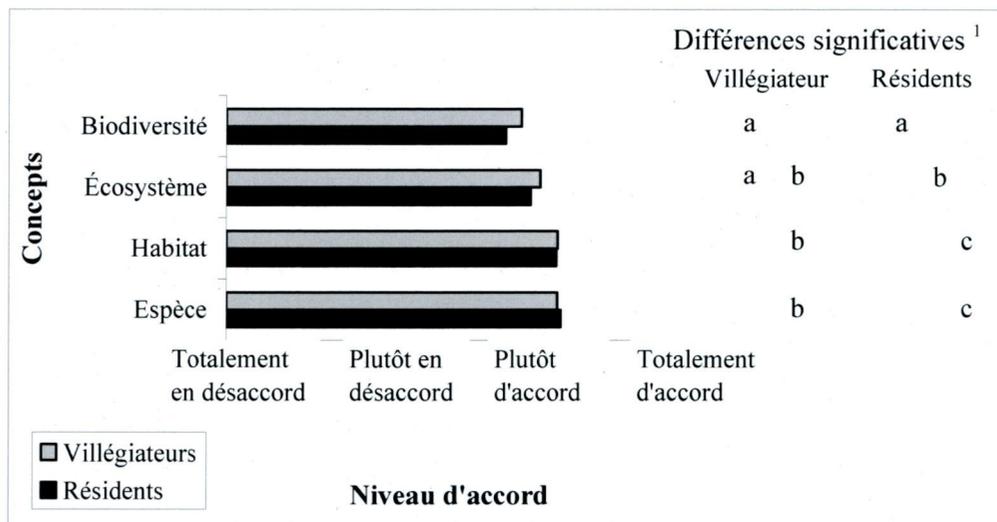
Pour les résidents, trois groupes de fonctions montrent des importances distinctes. La « spiritualité/quiétude/détente », la « chasse/pêche/trappe/cueillette de fruits et produits » et la « ressource pour l'industrie forestière » sont les moins importantes. Les « beaux paysages » sont plus importants. Puis le groupe de fonctions les plus importantes sont « loisirs et plein-air », « héritage pour les générations futures », « poumon pour la planète », « filtre pour l'eau des lacs et rivières » et « environnement à conserver ». Selon les villégiateurs sondés, les fonctions sont réparties en quatre groupes d'importance différents. La « ressource pour l'industrie forestière » est la moins importante. Les « loisirs et plein-air » sont aussi importants que les fonctions environnementales.



¹ Des lettres différentes indiquent des groupes de moyennes significativement différentes à un niveau de signification de 90%, selon un test de Friedman.

Figure 5. Importance des fonctions de la forêt du Haut-Saint-Maurice.

Comme le montre la figure 6, les résultats de la question sur la connaissance des concepts de biodiversité, habitat, écosystème et espèce montrent qu'il peut être déduit que le concept de biodiversité est moins bien compris que ceux d'habitat et d'espèce. Ce qui confirme notre utilisation de l'habitat pour exprimer la biodiversité dans le questionnaire.



¹ Des lettres différentes indiquent des groupes de moyennes significativement différentes à un niveau de signification de 90%, selon un test de Friedman.

Figure 6. Niveaux d'accord sur la connaissance des concepts de biodiversité, écosystème, habitat et espèce.

Les CAP moyens

Le premier objectif spécifique consiste à évaluer le consentement à payer (CAP) des répondants pour des situations d'aménagement forestier différentes. La grande majorité (plus de 80%) des répondants a exprimé avoir compris les concepts, la mise en contexte, les comparaisons entre les habitats et leurs conséquences et les questions de consentement à payer. C'est donc avec ces répondants que les CAP moyens ont été calculés.

En moyenne, 56% des résidents et 59% des villégiateurs sondés ont un CAP nul (voir tableau 6). Parmi ces répondants, la majorité (en moyenne 68%) a choisi l'énoncé explicatif « vous ne voulez pas payer plus d'impôt, c'est déjà assez » et le tiers a coché « vous pensez que ce n'est pas à vous de payer pour cela ». Ceux qui ont répondu « autre » pensent généralement que ce n'est pas à eux, mais aux compagnies forestières à payer ou que le gouvernement gère mal leur argent.

Cependant, pour l'aménagement très intensif, la raison « autre » la plus exprimée (par sept résidents) ayant poussé les répondants à ne pas vouloir payer est leur désaccord envers cet aménagement, comme l'a écrit un répondant : « je suis totalement en désaccord avec un

aménagement forestier très intensif, même de 10% (du territoire) et pas intéressé à payer plus d'impôt pour cet aménagement » (répondant 1-47⁹).

Environ moins du tiers des répondants, autant les résidents que les villégiateurs, ont exprimé un CAP positif. La grande majorité des répondants justifient leur CAP positif comme leur contribution à la préservation de la biodiversité des forêts. La question liée à l'aménagement très intensif a toutefois été la moins populaire. Quelques-uns ont comme principe de faire des dons, c'est ce qui justifie leur CAP positif dans le cas principalement de l'aménagement très intensif. D'autres raisons sont aussi invoquées comme, par exemple, préserver les forêts pour le futur.

Parmi ceux qui ont choisi de ne pas répondre, la majorité des villégiateurs pense qu'il leur « manque des informations pour formuler un jugement ». Quant aux résidents, les justifications sont partagées entre cette même raison, que ce n'est pas à eux de juger de la valeur des habitats, qu'ils n'aiment pas la question ou d'autres raisons.

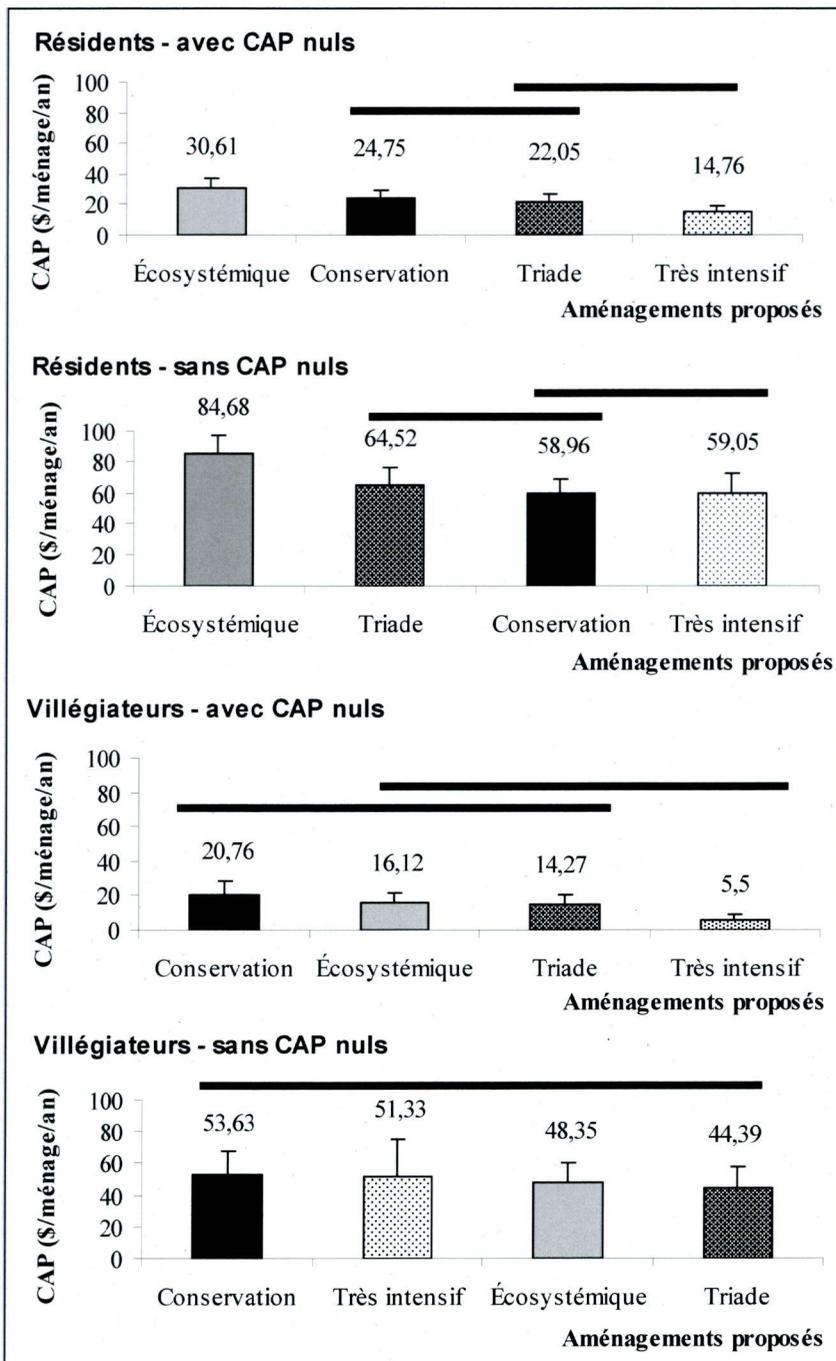
Tableau 6. Répartition des CAP nuls, positifs et manquants par échantillon et par aménagement forestier proposé

	n	CAP= 0\$ (%)	CAP>0\$ (%)	Aucun CAP ^a (%)
Résidents				
Écosystémique	83	56	32	12
Conservation	81	50	36	14
Triade	78	55	29	16
Très intensif	75	61	20	19
Villégiateurs				
Conservation	31	54	34	11
Écosystémique	30	57	29	14
Triade	28	54	26	20
Très intensif	28	71	9	20

^a « Ne veut pas répondre » et réponses manquantes.

La figure 7 présente les CAP moyens et leurs erreurs types, calculés avec et sans les CAP nuls pour les résidents et les villégiateurs, et séparés selon le type d'aménagement proposé.

Les CAP moyens sans les CAP nuls sont d'ailleurs de deux à dix fois plus petits. Selon la méthode de calcul, les CAP moyens n'indiquent pas les mêmes préférences, à quelques exceptions près. Les résidents donnent plus que les villégiateurs pour l'aménagement écosystémique (84,68\$ vs. 48,35\$ ou 30,61\$ vs. 16,12\$), mais leurs CAP moyens sont statistiquement semblables pour les trois autres aménagements (à un niveau de signification de 90%). Aussi, les résidents donnent davantage pour l'aménagement écosystémique comparé aux autres aménagements proposés. Les villégiateurs semblent privilégier la conservation (53,63\$ ou 20,76\$), mais les CAP moyens ne sont pas statistiquement différents de ceux d'autres aménagements (à un niveau de signification de 90%). D'ailleurs, les villégiateurs semblent exprimer à travers leurs CAP moins de nuance envers les quatre aménagements proposés que ne le font les résidents. Ce manque de différences significatives est probablement causé par le plus faible nombre de répondants parmi les villégiateurs (n=28 à 31 pour les moyennes incluant les CAP nuls et n=3 à 12 pour les moyennes excluant les CAP nuls).



Note : Les lignes noires relient les aménagements présentant des moyennes statistiquement semblables selon une analyse de variance à mesures répétées utilisant un test de Student et un niveau de signification de 90%.

Figure 7. Moyennes, erreurs types et différences significatives des CAP pour les résidents et les villégiateurs, avec et sans les CAP nuls, par aménagement forestier proposé

Influence des caractéristiques des répondants sur leur volonté de déboursier ou non une somme d'argent

Afin de vérifier si les caractéristiques des répondants influencent pour chacune des quatre situations de consentement à payer proposées, un modèle logit contenant les variables sexe, âge, nombre d'enfants du ménage, scolarité, revenu et but principal des visites en forêt a été testé chez les résidents pour les quatre situations. La variable but des visites en forêt n'était pas incluse dans le modèle logit appliqué aux villégiateurs, car tous vont principalement en forêt pour les loisirs.

Résidents

Aucune des variables n'est significative pour l'ensemble des situations de CAP. Comme le montre le tableau 7, la décision de déboursier ou non pour l'aménagement écosystémique, la conservation et la triade est indépendante des variables socio-économiques. Pour l'aménagement très intensif toutefois, le nombre d'enfants par ménage et le but des visites en forêt influencent significativement le choix de déboursier. La statistique de Pearson montre que le modèle prédit s'ajuste bien aux données obtenues et l'aire sous la courbe ROC indique que le modèle est discriminant (Hosmer et Lemeshow, 2001). Dans ce cas, moins le ménage compte d'enfants, plus les résidents ont tendance à vouloir déboursier. Aussi, les répondants allant en forêt pour le travail ont plus tendance à déboursier pour favoriser l'aménagement très intensif.

Tableau 7. Résultats du logit - Résidents

Variables explicatives	Estimés des paramètres			
	Écosystémique	Conservation	Très intensif	Triade
Ordonnée à l'origine	-0,93 (0,67) ^a	-0,57 (0,79)	-0,47 (0,85)	-3,54 (0,15)
Sexe	-0,45 (0,41)	-0,11 (0,83)	-0,48 (0,46)	0,08 (0,89)
Âge	0,01 (0,70)	0,00 (0,99)	-0,01 (0,78)	0,02 (0,63)
Enfant du ménage	-0,10 (0,65)	-0,14 (0,50)	-0,65 (0,06)***	-0,24 (0,33)
Scolarité	0,03 (0,72)	0,01 (0,90)	0,12 (0,25)	0,13 (0,19)
Revenu du ménage (milliers)	0,01 (0,24)	0,02 (0,12)	0,01 (0,35)	0,01 (0,23)
But des visites en forêt	-1,22 (0,11)	-0,81 (0,30)	-1,91 (0,04)**	-0,36 (0,66)
Chi-carré de Pearson ^b	70,15 (1,13)	65,64 (1,08)	68,22 (1,20)	62,14 (1,07)
Aire sous la courbe ROC	0,62	0,60	0,72	0,61
n	83	81	75	78

^a Entre parenthèses : probabilité associée au test de Wald: *p<0,01; **p<0,05; ***p<0,10.

^b Entre parenthèses : Valeur/ degrés de liberté.

Villégiateurs

Les variables du modèle logit des villégiateurs sont les mêmes que pour les résidents, sauf le but des visites en forêt. Seulement deux répondants vont principalement en forêt pour travailler et ils veulent tous deux déboursier. Les modèles de l'aménagement écosystémique et de la triade ne présentent aucune variable significative (voir tableau 8). Il faut cependant noter que le nombre de répondants utilisés dans ces deux modèles est faible. Celui de la conservation indique que le sexe influence significativement la volonté de déboursier. Les hommes ont plus tendance que les femmes à déboursier. Quant au modèle de l'aménagement très intensif, il n'a pu converger, étant donné la séparation des données pour deux variables, soit le sexe et le nombre d'enfants. Comme le montre le tableau 9, les femmes et les ménages ayant des enfants ne veulent pas payer pour l'aménagement très intensif.

Tableau 8. Résultats du logit - Villégiateurs

Variables explicatives	Estimés des paramètres		
	Écosystémique	Conservation	Triade
Ordonnée à l'origine	-3,52 (0,35) ^a	-3,52 (0,30)	-3,99 (0,26)
Sexe	1,43 (0,18)	1,85 (0,07)***	0,42 (0,69)
Âge	-0,04 (0,53)	-0,02 (0,72)	0,08 (0,11)
Enfant du ménage	0,47 (0,24)	0,34 (0,38)	0,45 (0,22)
Scolarité	0,22 (0,24)	0,18 (0,32)	-0,15 (0,46)
Revenu du ménage (milliers)	0,00 (0,89)	-0,00 (0,99)	0,01 (0,67)
Chi-carré de Pearson ^b	31,47 (1,36)	29,97 (1,25)	28,78 (1,37)
Aire sous la courbe ROC	0,77	0,76	0,71
n	30	31	28

^a Entre parenthèses : probabilité associée au test de Wald: *p<0,01; **p<0,05; ***p<0,10.

^b Entre parenthèses : Valeur/ degrés de liberté.

Tableau 9. Répartition des villégiateurs voulant payer ou non pour l'aménagement très intensif, selon leur sexe et le nombre d'enfants du ménage

	Sexe		Nombre d'enfants du ménage				
	Hommes	Femmes	0	1	2	3	6
Ne veut pas payer (0)	14	11	15	2	6	1	1
Veut payer (1)	3	0	3	0	0	0	0

Influence des caractéristiques des répondants sur le montant choisi

Un modèle tobit a servi à valider si le montant du CAP peut être prédit par les caractéristiques des répondants.

Résidents

Aucune variable n'est significative pour l'ensemble des situations. Chez les résidents, le revenu est significatif pour l'aménagement écosystémique, la conservation et pour la triade. Le but des visites en forêt est significatif pour l'aménagement très intensif. Ceux allant en forêt pour le travail sont prêts à payer des montants de CAP plus élevés que ceux y allant pour les loisirs. Le pseudo-R² étant faible, la prudence dans l'interprétation des résultats est de mise.

Tableau 10. Résultats du tobit - Résidents

Variables explicatives	Estimés des paramètres			
	Écosystémique	Conservation	Très intensif	Triade
Ordonnée à l'origine	-95,32 (0,54) ^a	-117,45 (0,23)	-65,46 (0,64)	-338,15 (0,01)*
Sexe	-14,87 (0,70)	19,10 (0,42)	6,03 (0,87)	26,40 (0,36)
Âge	1,18 (0,66)	0,30 (0,86)	-0,57 (0,81)	2,60 (0,20)
Enfant du ménage	-14,38 (0,37)	-12,33 (0,21)	-25,12 (0,14)	-18,22 (0,17)
Scolarité	-1,42 (0,83)	0,97 (0,81)	5,48 (0,34)	7,17 (0,16)
Revenu du ménage (milliers)	1,50 (0,03)**	1,10 (0,02)**	0,60 (0,32)	1,10 (0,04)**
But des visites en forêt	-69,41 (0,20)	1,92 (0,96)	-86,12 (0,07)***	16,79 (0,71)
Échelle	126,96	81,04	97,72	91,76
Pseudo-R ²	8,20%	14,88%	7,10%	25,45%
n	83	81	75	78

^a Entre parenthèses : probabilité associée au test de Chi-carré: *p<0,01; **p<0,05; ***p<0,10.

Villégiateurs

Comme le montre le tableau 11, le sexe des villégiateurs est significatif pour l'aménagement écosystémique et la conservation. Les hommes y démontrent des consentements à payer plus élevés que les femmes. Aucune variable n'influence significativement le consentement à payer pour la triade. Il faut toutefois souligner le faible nombre d'observations disponibles pour évaluer ce modèle. Le modèle de l'aménagement

très intensif n'a pas donné de résultats statistiquement fiables, à cause notamment du problème de séparation des données, tel qu'expliqué précédemment.

Tableau 11. Résultats du tobit - Villégiateurs

Variables explicatives	Estimés des paramètres		
	Écosystémique	Conservation	Triade
Ordonnée à l'origine	-52,81 (0,59) ^a	-137,18 (0,25)	-88,18 (0,45)
Sexe	61,42 (0,03)**	84,39 (0,02)**	39,06 (0,24)
Âge	-2,23 (0,18)	-0,56 (0,74)	2,25 (0,17)
Enfant du ménage	4,70 (0,59)	3,87 (0,72)	7,75 (0,46)
Scolarité	6,19 (0,20)	5,44 (0,36)	-7,03 (0,26)
Revenu du ménage (milliers)	0,20 (0,58)	0,20 (0,67)	0,20 (0,73)
Échelle	50,47	65,33	58,77
Pseudo-R ²	36,96%	24,14%	26,25%
n	30	31	28

^a Entre parenthèses : probabilité associée au test de Chi-carré: *p<0,01; **p<0,05; ***p<0,10.

Justification des choix « autres » de CAP et commentaires

Après avoir choisi un montant ou « ne veut pas répondre » pour répondre aux questions de CAP, les répondants étaient invités à justifier leur choix par des énoncés prédéfinis ou en spécifiant eux-mêmes d'autres raisons. Également, une section à la fin du questionnaire permettait de recueillir les commentaires des répondants.

Parmi les 142 répondants au sondage, 59 ont écrit des commentaires dans la section destinée aux commentaires à la fin du questionnaire et plusieurs ont inscrit de nouvelles informations lorsque le choix « autre » était proposé pour justifier les réponses aux questions de CAP. Une analyse qualitative de ces réponses ouvertes a été réalisée pour en ressortir les thèmes dominants.

La plupart des thèmes des réponses « autres » sont similaires aux commentaires de la fin du questionnaire. Les thèmes de ces commentaires sont présentés dans le tableau 12. Le pré-test n'avait pas permis de cibler ces commentaires et de les intégrer dans le questionnaire.

Tableau 12. Thèmes des commentaires des résidents et villégiateurs

Commentaires	Nombre de répondants (r : résidents; v : villégiateurs)
Manque de confiance envers le gouvernement	12 (5r; 7v)
Gouvernement gère mal la forêt	10 (9r; 1v)
Ce sont les compagnies qui devraient payer	9 (9r)
Préserver les forêts pour le futur	8 (7r; 1v)
Sentiment d'impuissance du citoyen face aux décisions gouvernementales	8 (5r; 3v)
Conservation de la biodiversité	5 (4r; 1v)
Équilibre environnement-économie régionale	5 (4r; 1v)
Contre l'utilisation des impôts comme mode de paiement	3 (2r; 1v)
Les compagnies gèrent mal la forêt	2 (2r)
Méfiance envers les compagnies forestières	1 (v)

Discussion et conclusion

Retour sur les objectifs

L'objectif du projet de recherche était de monétiser la biodiversité dans un contexte de différentes intensités d'aménagement forestier. Le premier objectif spécifique consistait à évaluer le CAP pour différents aménagements forestiers. Pour répondre à cet objectif, les CAP moyens pour les quatre aménagements proposés ont été calculés avec et sans les CAP nuls.

En effet, la proportion de répondants ayant choisi un CAP nul est de plus de 50% dans les quatre situations de CAP proposées, ce qui est particulièrement élevé (Christie *et al.*, 2006; Meyerhoff et Liebe, 2006). Il se peut que les répondants n'aient pas accepté le marché hypothétique. Par ailleurs, il est recommandé dans la littérature sur l'évaluation contingente de différencier les zéros de protestation des vrais zéros (Meyerhoff et Liebe, 2006, Mitchell et Carson, 1989). Les résultats sur l'importance des fonctions environnementales de la forêt et l'analyse des commentaires permettent de soupçonner que plusieurs répondants ont répondu des zéros de protestation. Malheureusement, le questionnaire ne permet pas de distinguer clairement les zéros de protestation des vrais zéros.

De plus, la littérature ne semble pas arriver à un consensus sur la façon de traiter ces zéros de protestation. Plusieurs auteurs enlèvent les zéros de protestation de leurs données pour les calculs (Veisten *et al.*, 2004 ; Tyrväinen et Väänänen, 1998 ; Zhongmin *et al.*, 2003). Cependant, Boyle et Bergtrom (1999) disent que les décisions d'exclure des données sont souvent ad hoc, sans règle basée sur la théorie. Ils recommandent de voir si des groupes particuliers influencent grandement les réponses, donc de faire des analyses de sensibilité. Il semble que ce ne soit pas le cas ici.

La première hypothèse était que la valeur économique de la biodiversité diffère entre différentes intensités d'aménagement forestier et augmenterait en fonction d'une diminution de l'intensité. Pour répondre à cette hypothèse et pour l'interprétation des résultats, le recours aux CAP moyens incluant les CAP nuls est ici privilégié. Le problème

des zéros de protestation, la prudence d'utiliser les valeurs les plus conservatrices et le fait que l'ordre de préférence des aménagements proposés soit davantage reflété par les commentaires des répondants justifient ce choix. Tout de même, les autres CAP moyens ont été présentés à titre indicatif car ils représentent des valeurs maximales. Donc, selon les moyennes retenues, l'hypothèse est partiellement confirmée. Il existe en effet des différences entre les valeurs accordées par les répondants entre la conservation, l'aménagement écosystémique, l'aménagement très intensif et la triade. La sensibilité des répondants aux niveaux de qualité des habitats décrits dans l'étude n'est toutefois pas aussi évidente que prévue initialement.

Ainsi, chez les résidents, la valeur la plus élevée est donnée à l'aménagement écosystémique, suivi de la conservation, de la triade puis de l'aménagement très intensif. Les résultats démontrent que les résidents préfèrent l'aménagement écosystémique. Ils y voient peut-être une occasion de préserver l'équilibre entre la conservation de la biodiversité des forêts et l'économie régionale, tels que mentionné par quelques répondants dans les commentaires. Peut-être aussi que les résidents sondés réagissent comme les répondants de l'étude de Garrod et Willis (1997), qui étaient prêts à payer moins pour passer à un aménagement plus naturel que pour un aménagement forestier « désiré », mais moins contraignant.

Les villégiateurs donnent une valeur économique plus élevée à la conservation qu'à l'aménagement très intensif, ce qui est logique selon notre hypothèse. L'aménagement très intensif se révèle donc le type d'aménagement forestier le moins préféré par les deux échantillons de répondants. La valeur accordée à la triade n'est pas différente de l'aménagement très intensif pour les deux échantillons. De plus, elle est statistiquement semblable à la conservation dans le cas des résidents. Il se peut que le manque d'information sur la triade n'ait pas permis de différencier sa perception par rapport à la conservation et à l'aménagement très intensif, ces deux types d'aménagement étant d'ailleurs inclus dans la triade.

Les CAP moyens obtenus dans cette étude sont relativement du même ordre de grandeur que ceux obtenus dans d'autres études d'évaluation sur la conservation d'habitats naturels

tels que rapportés par Nunes et van den Bergh (2001). Les valeurs rapportées pour l'amélioration ou la conservation d'habitats terrestres et aquatiques s'échelonnaient entre 4 et 242 USD par ménage, la plupart étant sous les 50 USD. Peu d'études ont évalué la valeur de la biodiversité pour différents aménagements forestiers. Parmi celles-ci, Christie *et al.* (2006) ont évalué les impacts de trois scénarios de politique de conservation sur la biodiversité en Angleterre, en décrivant celle-ci par quatre de ses dimensions : les espèces fauniques rares, les espèces fauniques communes, la qualité de l'habitat et les processus écosystémiques. Les moyennes de CAP obtenues varient entre £36 et £74 (environ 100\$ CAD et 200\$ CAD en dollars constants de 2008). Garrod et Willis (1997) ont proposé trois aménagements forestiers de divers niveaux de protection de la biodiversité à des répondants de Grande-Bretagne. Les valeurs obtenues pour l'augmentation de 1% de la superficie de chacun de ces aménagements équivalaient à moins d'une livre sterling. Hoen et Winther (1993), dans une étude sur la protection des forêts résineuses de Norvège, ont obtenu une médiane de 50 couronnes norvégiennes par ménage par an (environ une dizaine de dollars canadiens en dollars constants de 2008) pour un aménagement « plus prudent ».

Le second objectif spécifique était d'identifier les caractéristiques des répondants qui influencent leur consentement à payer. Une régression logistique binomiale a servi à évaluer si des caractéristiques socio-économiques des répondants expliquaient leur volonté de payer ou non pour les situations d'aménagement proposées. Un modèle tobit a évalué l'influence de ces caractéristiques sur les montants qu'ont choisis les répondants. Aucune variable socio-économique ne se révèle influencer systématiquement les deux échantillons à travers les quatre situations d'aménagement proposées. La volonté de payer pour l'aménagement écosystémique n'est prédite par aucune variable pour les deux échantillons, mais le revenu des résidents et le sexe masculin des villégiateurs influencent positivement le montant qu'ils sont prêt à payer. Dans le cas de la triade, aucune variable ne prédit la volonté de payer ou le montant choisi. Pour la conservation, aucune variable n'influence la volonté de payer des résidents, mais leur revenu influence positivement le CAP choisi. Le sexe masculin des villégiateurs influence positivement à la fois leur volonté de déboursier pour la conservation et le montant choisi. C'est l'aménagement très intensif qui présente le plus de variables influençant les répondants. L'absence ou le faible nombre d'enfants dans

le ménage est un facteur déterminant la volonté de payer pour cet aménagement, chez les résidents et les villégiateurs. De plus, aller en forêt pour le travail augmente les chances que les résidents veuillent payer pour l'aménagement très intensif, ainsi que le montant qu'ils sont prêts à payer. Cela est peut-être expliqué par le fait que la population de La Tuque compte plusieurs travailleurs du domaine forestier et qu'ils voient l'aménagement très intensif comme une source d'emplois. Tandis que chez les villégiateurs, c'est le sexe qui aide à déterminer leur volonté de déboursier, aucune femme ne désirent déboursier pour l'aménagement très intensif.

La théorie économique voulant que le revenu des ménages influence leur CAP (Veisten *et al.*, 2004), est vérifiée pour l'aménagement écosystémique et la conservation chez les résidents. Ce sont d'ailleurs les deux aménagements qui, tels que présentés dans le questionnaire, augmentent clairement le niveau de qualité de la biodiversité par rapport à la situation actuelle. Des études empiriques sur des biens environnementaux ont montré un CAP augmentant avec le niveau d'éducation (Veisten *et al.*, 2004), mais cette variable n'intervient pas ici. Le sexe des répondants est une variable fréquemment intégrée dans l'analyse du CAP. Mais il ne semble pas y avoir de différence systématique dans les résultats empiriques d'évaluations contingentes (Farreras *et al.*, 2005). Aucune explication n'est avancée ici pour expliquer le fait que les villégiateurs masculins aient un consentement à payer plus élevé pour l'aménagement écosystémique et la conservation.

Plusieurs répondants ont exprimé, dans leurs commentaires, leur souhait que les forêts soient conservées pour le futur : « C'est l'avenir de nos enfants et de la planète qui en dépend! (Répondant 1-1) ». Cela explique peut-être en partie le fait que plus un ménage de résident ou de villégiateurs sondé comporte d'enfants, moins il veut déboursier pour l'aménagement très intensif. D'autres répondants ont aussi manifesté leurs préoccupations concernant l'équilibre entre la préservation des forêts et la santé économique régionale reposant sur l'industrie forestière : « Nous voulons tous avoir des jobs pour que les familles restent à La Tuque mais aussi nous ne voulons pas que les forêts disparaissent. Nous aimons aller en forêt pour le plaisir aussi. C'est dur trouver l'équilibre entre les deux parfois » (Répondant 1-57). Les commentaires indiquent donc que les répondants ne sont

pas forcément contre les aménagements forestiers favorisant de meilleurs niveaux de qualité de la biodiversité, mais qu'ils sont d'avis que ce n'est pas à eux d'en payer le prix. Des facteurs autres que les variables socio-économiques testées dans cette étude influenceraient donc leur volonté de déboursier et leur montant choisi pour les situations proposées.

Le troisième objectif spécifique était de valider l'importance des fonctions environnementales, économiques et sociales de la forêt. En général, toutes les fonctions proposées aux répondants, tant les résidents que les villégiateurs, sont importantes. Les loisirs et le plein-air, considérés comme une fonction sociale, sont aussi importants que les fonctions environnementales selon les deux échantillons. La fonction économique considérant la forêt comme une ressource pour l'industrie forestière est moins importante que les autres selon les villégiateurs, et parmi les moins importantes selon les résidents. Bien que ces résultats soient proches de ceux d'une étude réalisée dans une autre région de la province (Observatoire de la forêt du Bas-Saint-Laurent, 2002) qui classaient les fonctions écologiques plus importantes que les fonctions économiques et sociales, il se peut que la formulation de la question ayant servi à atteindre cet objectif biaise les résultats. En effet, forcer les répondants à comparer des fonctions entre elles ou à les classer en ordre de priorité aurait probablement permis de recueillir plus d'informations et de distinguer davantage les différences d'importance entre les fonctions de la forêt.

Biais de l'évaluation contingente

Les taux de réponse au sondage et la taille des échantillons sont relativement bas comparés à plusieurs autres évaluations contingentes (Tyrväinen et Väänänen, 1998; Kniivilä, 2006). Cependant, Jakobsson et Dragun (2001) indiquent que, selon Loomis (1997) et Sappideen (1992), les taux de réponse d'évaluations contingentes réalisées aux États-Unis et en Australie sont généralement entre 30 et 60% et que ces taux sont encore plus bas quand le questionnaire est adressé au grand public. Il se peut que le taux de réponse plus élevé des villégiateurs soit causé par la distribution en personne du questionnaire. D'après Loomis et Wlask (1997, dans Zhongmin *et al.*, 2003), la taille de l'échantillon ne devrait pas être moins que 200 et 1000 minimum serait souhaitable pour une précision suffisante du CAP.

Le budget alloué au sondage ne permettait pas un si grand échantillon. De plus, le manque d'information sur les non-répondants ne permet pas d'analyser la différence entre les répondants et les non-répondants (Armstrong et Overton, 1977). Mais il se peut que les répondants soient plus intéressés à la forêt que les non-répondants (Whitehead, 1991).

La forte proportion de CAP nuls s'explique en partie par les perceptions des répondants exprimées dans leurs commentaires. Le manque de confiance envers le gouvernement et sa gestion de la forêt, le sentiment d'impuissance du citoyen face à la gestion publique et l'idée que ce sont les compagnies forestières qui devraient payer pour aménager et conserver la forêt qu'elles gèrent mal sont autant de perceptions qui sont contradictoires avec la mise en situation du questionnaire. Ces deux commentaires illustrent bien ces perceptions : « Avec la puissance monétaire des industriels, il est difficile de faire valoir son point de vue de citoyen. Je suis de bonne foi, pour des coupes de bois à l'échelle humaine. C'est à l'industrie d'assumer les frais pour préserver la biodiversité » (Répondant 1-39). « C'est aux compagnies qui exploitent et détruisent sauvagement nos forêts qu'il revient de payer. Les gouvernements nous vendent à ces exploiters » (répondant 1-92).

Utiliser l'impôt comme mode de paiement semble aussi avoir influencé le nombre de CAP nuls. La majorité des répondants ayant choisi des CAP nuls a invoqué qu'elle ne veut pas payer plus d'impôt, elle en paie déjà assez. Il est probable qu'un autre mode de paiement aurait donné des résultats différents. Cependant, une question visait à savoir si les répondants auraient préféré « donner de l'argent à un organisme de protection de l'environnement à but non lucratif plutôt que payer plus d'impôt pour préserver la biodiversité des forêts ». Les réponses sont très mitigées, les fréquences des réponses étant presque également réparties sur une échelle à 4 niveaux allant de « totalement d'accord » à « totalement en désaccord ». Cela porte à croire que l'unanimité envers un mode de paiement serait difficile à atteindre dans un tel contexte de monétisation de la biodiversité dans un cadre d'aménagement forestier au Québec. Il est vrai que les Québécois sont d'avis qu'ils sont trop taxés (Léger Marketing et Journal de Montréal, 2005) et que seulement 40% des contribuables ne paient pas d'impôt (Ministère des Finances et Ministère du Revenu, 2007). Cependant, le territoire forestier à l'étude étant public, ce mode de

paiement a semblé le plus approprié au contexte de l'étude, d'autant plus qu'il permettait de rejoindre à la fois les résidents et les villégiateurs. De plus, l'utilisation d'une liste de choix de réponses se justifie par le caractère exploratoire de l'étude. Le référendum est davantage prisé que la liste de choix par de nombreux auteurs (Mitchell et Carson, 1989 ; Arrow *et al.*, 1993), mais son utilisation paraissait hasardeuse étant donné le manque d'expérience et de connaissances sur le consentement à payer des Québécois dans un tel contexte.

Utilisation des résultats

Cette étude est la première à monétiser la biodiversité dans un cadre d'aménagement forestier au Québec à l'aide d'une méthode de préférences déclarées. C'est donc une étude exploratoire, qui pourrait servir de base à d'autres études plus poussées sur le sujet. Les moyennes des CAP sont conservatrices, mais leur utilisation dans des analyses coût-bénéfices ou dans d'autres contextes est possible, bien que la prudence soit de mise.

Le tableau suivant présente des intervalles de valeurs estimés pour la population de La Tuque selon les quatre niveaux d'aménagement forestier qui étaient évalués par les répondants de l'échantillon des résidents. Ces valeurs peuvent représenter des valeurs minimales des bénéfices de la biodiversité pour le territoire du Haut-Saint-Maurice. Évidemment, les valeurs estimées par les villégiateurs utilisant le territoire pourraient y être ajoutées si la taille de leur population totale était connue.

Tableau 13. Intervalles des CAP des répondants par ménage et estimés de l'intervalle de CAP de la population de La Tuque

Niveaux d'aménagements forestiers	Intervalle de CAP par ménage (\$/an/ménage)		Estimé de l'intervalle de CAP de la population de La Tuque (\$/an)	
	Inférieur ^a	Supérieur	Inférieur	Supérieur
Écosystémique	18,07	43,15	60 354	144 121
Conservation	14,64	34,86	48 898	116 432
Triade	11,64	32,46	38 878	108 416
Très intensif	6,08	23,44	20 308	78 290

^a Niveau de confiance de 95%.

Les résultats concernant l'aménagement très intensif doivent être considérés avec prudence. La formulation de la question de CAP s'y rattachant pourrait avoir créée de la confusion chez les répondants. Le nombre élevé de CAP nuls pour cette question était prévisible, étant donné que le questionnaire proposait de payer pour une dégradation des habitats. Le recours au consentement à recevoir aurait été plus pertinent, mais il ne permettrait pas de comparaison directe avec les CAP obtenus pour les autres aménagements proposant une amélioration des habitats. Une mise en contexte séparée et différente aurait alors été pertinente, afin de mieux expliquer la dégradation de la biodiversité causée par l'aménagement très intensif par rapport à l'aménagement forestier actuel.

Afin d'améliorer la qualité des résultats de cette étude, divers autres aspects de la méthode pourraient être bonifiés. Parmi ceux-ci, la séparation des zéros de protestation des vrais zéros semble essentielle. Pour ce faire, il suffirait de modifier les énoncés proposés pour justifier le choix d'un CAP nul. Les commentaires recueillis dans cette étude pourraient inspirer ces changements. D'ailleurs, à la lumière de ces commentaires, dont plusieurs révèlent une méfiance envers le gouvernement et les compagnies forestières, il se peut qu'un scénario se basant sur un organisme non gouvernemental et à but non lucratif (comme une société de conservation de la nature indépendante) soit plus acceptable pour les répondants, encourageant une proportion de CAP nuls plus faible que celle obtenue.

Il se peut aussi que les répondants n'aient pas cru que les aménagements proposés n'influenceraient pas à la baisse le nombre d'emplois reliés à la forêt. Un changement au

scénario s'imposerait pour s'assurer que cela ne biaise pas les perceptions face aux aménagements forestiers proposés. Aussi, des groupes de discussion portant sur la perception citoyenne de la gestion et des pratiques forestières seraient bénéfiques à l'élaboration des choix de réponses et du scénario afin de diminuer le taux de CAP nuls.

Tel que mentionné précédemment, le véhicule de paiement semble avoir influencé les résultats. Avoir recours à d'autres véhicules de paiement serait pertinent, afin de comparer la réaction des répondants. Par exemple, l'augmentation du droit d'utilisation d'un territoire de récréation serait peut-être mieux adaptée aux villégiateurs qu'une hausse d'impôt. De même, un don volontaire à un organisme indépendant et sans but lucratif de protection de l'environnement pourrait être perçu plus favorablement qu'une hausse d'impôt par les résidents. Finalement, un autre aspect méthodologique à améliorer serait la présentation visuelle du questionnaire et l'ordre des questions. Par exemple, les énoncés justifiant le choix entre des CAP nuls, positifs ou manquants pourraient être placés à la fin du questionnaire, afin de minimiser leur influence sur les choix des répondants.

Malgré ces quelques imperfections méthodologiques, les résultats de cette étude pourront servir à sensibiliser les différents acteurs de la gestion forestière à des aménagements forestiers ayant une plus grande valeur environnementale aux yeux des résidents et des utilisateurs de la forêt du Haut-Saint-Maurice. Ces résultats pourront aussi, d'un point de vue plus général, servir à comprendre comment aborder la problématique des évaluations monétaires des valeurs intangibles par les méthodes de préférences déclarées dans un contexte québécois.

Notes

- ¹ Les zecs sont des territoires dont la gestion, relevant d'un organisme à but non lucratif, vise à planifier et contrôler la conservation et l'aménagement de la faune, en permettant l'utilisation récréative équitable et facilement accessible pour tous. Leur financement dépend de la vente de droits d'accès, de cartes de membres et de forfaits (Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP), 1999).
- ² Une pourvoirie est une entreprise qui offre, contre rémunération, de l'hébergement et des services pour la pratique de la chasse, de la pêche, du piégeage et des activités de plein-air. Une pourvoirie est dite à droits exclusifs lorsqu'elle a l'exclusivité de l'exploitation de la faune sur un territoire (MDDEP, 1999).
- ³ Les zecs visitées ont été Borgia, Kiskissink, Ménokéosawin et Bessone.
- ⁴ Les pourvoiries visitées ont été Le Rochu et le Club Oswego.
- ⁵ La récolte de la majorité du bois commercialisable, tout en respectant des normes environnementales et fauniques, comme en laissant des bandes non coupées.
- ⁶ Des coupes qui essayent de maintenir la dynamique des écosystèmes et d'imiter les perturbations naturelles de la forêt, comme le passage du feu, des insectes ravageurs, des forts vents ou la mort naturelle des groupes d'arbres. Laisser plus de groupes d'arbres pour servir d'habitats à la faune.
- ⁷ Une forêt sans aucune exploitation minière ou forestière.
- ⁸ Des plantations d'arbres à croissance rapide et des interventions d'entretien régulières.
- ⁹ Codification référant à des répondants et garantissant la confidentialité des réponses.

Remerciements

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Jules Roy, Henriel Poulin, Gaétan Daigle, Daniel Kneeshaw, Luc Bouthillier, Guy Debailleul, Solange Nadeau, Victor Adamowicz.

Références

- Armstrong, J.S., Overton, T.S., 1977. Estimating nonresponse bias in mail surveys. *Journal of Marketing Research*, 14 (3):396-401.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R., Schuman, H., 1993. Report of the NOAA Panel on contingent valuation. *National Oceanic and Atmospheric Administration, Federal Register* 1993; 58: 4602-14, 66p.
- Baskent, E., Z., Yolasigmaz, H., A., 1999. Forest landscape management revisited. *Environmental management*, 24 (4): 437-448.
- Boyle, K., J., Bergtrom, J., C., 1999. Don't: Doubt, Doubts, and Doubters : The Genesis of a New Research Agenda ?. In: I.J. Bateman and K.G. Willis, *Valuing environmental*

preferences – Theory and practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU and developing countries, New York, Oxford University Press, pp.183-206.

Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T., 2006. Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics* 58 : 304-317.

Convention sur la diversité biologique, 1992. Convention sur la diversité biologique (avec annexes). Conclue à Rio de Janeiro le 5 juin 1992. En ligne.
<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-un-fr.pdf>, consulté le 10 décembre 2007.

Davidson, R. et MacKinnon, J.G., 1993. Estimation and inference in econometrics. Oxford University Press, New York, 874p.

Farreras, V., Riera, P., Mogas, J., 2005. Does gender matter in valuation studies? Evidence from three forestry applications. *Forestry*, 78 (3): 239-246.

Garrod, D. G., Willis, K. G., 1997. The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study. *Ecological economics* 21: 46-61.

Hoen, H.F., Winther, G., 1993. Multiple use forestry and preservation of coniferous forests in Norway – a study of attitudes and willingness to pay. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8 (2): 266-280.

Hosmer, D.W., Lemeshow, S., 2001. Applied Logisitic Regression. 2nd edition, Wiley-Interscience, 392p.

Institut de la statistique du Québec, 2003. Ménages privés selon la tranche de revenu et le revenu moyen, région administrative de la Mauricie, 2000. En ligne.
http://www.stat.gouv.qc.ca/regions/recens2001_04/revenu04/revmen04.htm.

Jakobsson, K. M., Dragun, A. K., 2001. The worth of a possum: valuing species with the contingent valuation method. *Environmental and Ressource Economics* 19: 211-227.

Kniivilä, M., 2006. Users and non-users of conservation areas : are there differences in WTP, motives and the validity of responses in CMV surveys ?. *Ecological Economics* 59: 530-539.

Léger Marketing et Journal de Montréal, 2005. Opinion des Québécois à l'égard des taxes et des impôts. En ligne.
<http://www.legermarketing.com/documents/SPCLM/051017FR.pdf>.

Loi sur les Forêts, L.R.Q., C.F-4.1.

Meyerhoff, J., Liebe, U. 2006. Protest beliefs in contingent valuation: explaining their motivation. *Ecological economics* 57:583-594.

Mitchell, R., Carson, R., 1989. Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. Resources for the Future, Washington, DC. 463p.

Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs, 2000. Cadre d'orientation en vue d'une stratégie québécoise. En ligne.

http://www.menv.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/orientation/8249_Broc.pdf.

Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs, 1999. Répertoire des aires protégées et des aires de conservation gérées au Québec (1999). En ligne.

http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/repertoire/partie3.htm.

Ministère des Finances et Ministère du Revenu, 2007. Statistiques fiscales des particuliers – 2004. Gouvernement du Québec, 276p.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008. La forêt, pour construire le Québec de demain. En ligne.

<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/livre-vert.pdf>.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2003. La Stratégie de protection des forêts. En ligne. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/protection/protection-strategie.jsp>.

Nunes, P. A. L. D., van den Bergh, J. C. J. M., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?. Ecological Economics 39: 203-222.

Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2002. Valeurs que les gens du Bas-Saint-Laurent attribuent à la forêt publique, rapport final. En ligne, <http://www.ofbsl.net/observations.htm#>, consulté le 15 février 2006.

Organisation de coopération et de développement économiques, 2002. Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs. OCDE, Paris, 177p.

Rochon, P., 2007. Plan stratégique socioéconomique quinquennal du Haut Saint-Maurice, rapport final. Zins Beauchesne et associés, 106p.

Statistique Canada, 2002a, Profils des communautés de 2001, Faits saillants pour la communauté de La Tuque. En ligne.

<file:///Z:/Sondage%20et%20focus%20groups/Population%20et%20%C3%A9chantillon/recensement%202001La%20Tuque.htm>, mise à jour le 1^{er} février 2007.

Statistique Canada, 2002b, Profils des communautés de 2001, Faits saillants pour la communauté de Parent. En ligne.

<http://www12.statcan.ca/english/Profil01/CP01/Details/Page.cfm?Lang=F&Geo1=CSD&Code1=2490030&Geo2=PR&Code2=24&Data=Count&SearchText=parent&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&Custom=>, mise à jour le 1^{er} février 2007.

Statistique Canada, 2002c, Profils des communautés de 2001, Faits saillants pour la communauté de La Croche. En ligne.

<http://www12.statcan.ca/english/Profil01/CP01/Details/Page.cfm?Lang=F&Geo1=CSD&Code1=2490020&Geo2=PR&Code2=24&Data=Count&SearchText=la%20croche&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&Custom=>, mise à jour le 1^{er} février 2007.

Statistique Canada, 2007, Profils des communautés de 2006, Faits saillants pour la communauté de La Tuque. En ligne.

<http://www12.statcan.ca/english/census06/data/profiles/community/Details/Page.cfm?Lang=F&Geo1=CSD&Code1=2490012&Geo2=PR&Code2=24&Data=Count&SearchText=la%20tuque&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&Custom=>, mise à jour le 4 mars 2008.

Tourisme Haut-Saint-Maurice. Zecs du Haut-Saint-Maurice. En ligne.

<http://www.tourismehsm.qc.ca/zec.html>, consulté le 25 février 2008a.

Tourisme Haut-Saint-Maurice. Les pourvoiries du Haut-Saint-Maurice. En ligne.

<http://www.tourismehsm.qc.ca/pourvoiries.html>, consulté le 25 février 2008b.

Tyrväinen, L., Väänänen, H., 1998. The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method. *Landscape and Urban Planning* 43: 105-118.

Veisten, K., Hoen, H.F., Navrud, S., Strand, J., 2004. Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities. *Journal of Environmental Management* 73: 317-331.

Whitehead, J.C., 1991. Environmental interest group behaviour and self-selection biases in contingent valuation surveys. *Growth and Change* 22 (1): 10-20

Zhongmin, X., Guodong, C., Zhiqiang, Z., Zhiyong, S., Loomis, J., 2003. Applying contingent valuation in China to measure the total economic value of restoring ecosystem services in Ejina region. *Ecological Economics* 44: 345-358.

Conclusion générale

Le présent projet de recherche visait à estimer la valeur économique de la biodiversité dans un contexte de différentes intensités d'aménagement forestier. Pour ce faire, la méthode de l'évaluation contingente a été utilisée. Au lieu de quantifier la biodiversité propre à plusieurs aménagements forestiers, il a été supposé que des intensités différentes d'aménagement forestier présentaient des qualités de biodiversité différentes, de manière croissante entre l'aménagement très intensif, l'aménagement actuel, l'aménagement écosystémique et la conservation. La biodiversité pouvant être décrite selon plusieurs composantes, l'habitat a été utilisé pour la décrire. Les conséquences de ces aménagements sur les habitats ont donc servi à évaluer plusieurs niveaux de qualité de la biodiversité.

Le projet Triade, regroupant plusieurs intensités d'aménagement forestier sur un même territoire, répondait bien au contexte de l'étude. De plus, la proposition de zonage du livre vert du MRNF accentue l'intérêt envers des comparaisons des effets de plusieurs types d'aménagement forestier sur les biens et services de la forêt, dont la biodiversité. En cette période de remise en question du régime forestier québécois, cette étude exploratoire s'inscrit bien dans une réflexion sur la valeur des biens et services de la forêt.

Trois objectifs spécifiques ont orienté le projet de recherche. Le premier était d'évaluer le CAP des répondants pour des aménagements forestiers différents. L'hypothèse découlant de cet objectif était que la valeur économique de la biodiversité, exprimée par le CAP des répondants, varie entre différentes intensités d'aménagement forestier et devrait augmenter en fonction d'une diminution de l'intensité. Cette hypothèse est partiellement confirmée. Les répondants ont effectivement accordé certaines valeurs différentes aux différents types d'aménagements forestiers. Les deux échantillons n'ont pas réagi de la même manière aux quatre aménagements forestiers proposés. Les résidents semblent départager davantage les aménagements forestiers que les villégiateurs. Les résidents préfèrent l'aménagement écosystémique, tandis que l'aménagement très intensif a la plus faible valeur. Les villégiateurs, eux, différencient moins les quatre aménagements proposés. Tout de même, ils ont donné une plus grande valeur à la conservation qu'à l'aménagement très intensif, ce

qui semblait logique selon l'hypothèse. Pourquoi cette différence de perception entre les échantillons? Certains auteurs avancent que, dans une évaluation contingente, la familiarité avec le bien évalué peut influencer les préférences des répondants ((Boyle *et al.*, 1993; Diamond et Hausman, 1993; Boyle *et al.*, 1994; Whitehead *et al.*, 1995; Cameron et Englin, 1997) dans Kniivilä, 2006). Il se peut que les résidents soient plus familiers avec une forêt aménagée que les villégiateurs. Aussi, il se peut qu'ils aient perçu la conservation comme pouvant être un frein à l'économie régionale, qui dépend fortement de l'industrie forestière.

Le second objectif spécifique était d'identifier les caractéristiques des répondants qui influencent leur consentement à payer, en supposant que certaines de ces caractéristiques ont une influence. La volonté des résidents de déboursier pour les quatre situations proposées ne semble pas pouvoir être prédite par des variables socio-économiques, sauf dans le cas de l'aménagement très intensif, qui est influencé par le nombre d'enfants et le but des visites en forêt. Quant aux villégiateurs, leur sexe influence leur volonté de déboursier pour la conservation et l'aménagement très intensif. Le nombre d'enfants influence aussi ce dernier. En général, il semble donc que d'autres facteurs expliqueraient la volonté de déboursier des répondants. L'analyse des commentaires de certains indique que l'opposition à payer plus d'impôt serait un de ces facteurs.

Néanmoins, les fonctions environnementales de la forêt sont importantes pour les répondants, comme l'avait prévu l'hypothèse du troisième objectif spécifique. Cela vient nuancer la forte quantité de répondants ayant répondu un CAP nul. Il semblerait que les répondants accordent une valeur positive à la conservation de la biodiversité, mais que plusieurs d'entre eux ne l'ont pas exprimé à travers leurs réponses de consentement à payer.

Tout de même, cette étude est la première au Québec à monétiser la biodiversité selon l'aménagement forestier à l'aide des méthodes de préférences déclarées. Malgré qu'elle soit sujette à des biais propres à l'évaluation contingente, elle pourra servir de base à d'autres études de monétisation. Dans une perspective de gestion forestière utilisant le zonage du territoire séparé en différents aménagements forestiers et ayant des orientations locales pour

gérer la conservation de la biodiversité, ses résultats pourront servir à éclairer des décisions de gestion forestière à la lumière des perceptions et préférences des répondants.

Pour un éventuel transfert des valeurs économiques obtenues, les limites de l'étude sont à considérer. En plus des biais propres au questionnaire et à l'évaluation contingente discutés précédemment, d'autres paramètres de l'étude en influencent les résultats. Par exemple, la biodiversité est un concept pouvant être représenté par plusieurs composantes. Évaluer l'habitat procure donc une partie de la valeur économique réelle de la biodiversité. Également, la ville de La Tuque et le Haut-Saint-Maurice dépendent fortement de l'industrie forestière. On peut supposer que leurs habitants sont plus sensibles aux conséquences économiques de l'aménagement forestier, d'autant plus que l'industrie forestière québécoise traverse une crise (Conseil de l'industrie forestière du Québec, 2007). Leurs perceptions face à l'aménagement forestier pourraient aussi être différentes de celles d'habitants de plus grosses agglomérations dépendant moins de la forêt et en étant plus éloignées, comme Québec ou Montréal. Enfin, le choix de l'impôt comme véhicule de paiement a influencé les résultats de l'étude. La perception des répondants face au véhicule de paiement est donc une limite de plus à considérer pour un transfert des résultats.

Cette étude étant de nature exploratoire, elle pourrait servir de base à d'autres études sur la monétisation de la biodiversité et des biens et services de la forêt au Québec. Par exemple, dans le cas d'une autre évaluation contingente, les moyennes de CAP obtenues pourraient servir à établir les montants proposés par des questions dichotomiques de type référendum. Une étude basée sur la méthode des choix multi-attributs pourraient préciser les préférences de divers publics envers différents aspects de l'aménagement forestier. Également, la comparaison des résultats avec ceux d'une étude utilisant un autre véhicule de paiement ou un autre scénario serait intéressante. Du point de vue d'une analyse coûts-bénéfices, la monétisation d'autres valeurs intangibles de la forêt contribuerait à en accroître la reconnaissance dans les décisions de gestion de la forêt.

Les résultats de cette étude pourront aussi contribuer à la compréhension des conditions d'application des méthodes de préférences déclarées dans un contexte québécois. Toutefois, bien que les évaluations économiques des valeurs intangibles aient leur place dans le coffre

à outil des gestionnaires des ressources naturelles, il faut garder à l'esprit que : « la science peut contribuer à veiller à ce que les décisions sociales soient prises sur la base des meilleures informations disponibles, mais, au bout du compte, le choix et les décisions concernant les niveaux de diversité biologique appartiennent à la société » (Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2005).

Bibliographie

Adamowicz, W., 2004, What's it worth? An examination of historical trends and future directions in environmental valuation. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 46(3): 419-443.

Adamowicz, W., Deshazo, J.R., 2006. Frontiers in stated preferences methods: an introduction. *Environmental and Resource Economics* 34: 1-6.

Adamowicz, W., Louviere, J., Swait, J., 1998. Introduction to Attribute-Based Stated Choice Methods, Final Report to Resource Valuation Branch, Damage Assessment Center, NOAA, U.S. Department of Commerce, 44p.

Adamowicz, W., Louviere, J., Williams, M., 1994. Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environmental Economics and Management* 26: 271-292.

Adamowicz, W., Boxall, P., William, M., Louviere, J., 1998. Stated preferences approaches to measuring passive use values. *American Journal of Agricultural Economics* 80: 64-75.

Anielski, M., Wilson, S. J., 2005. Counting Canada's natural capital: Assessing the real value of Canada's boreal ecosystems. Ottawa, ON, Pembina Institute and Canadian Boreal Initiative, 78 p.

Amirnejad, H., Khalilian, S., Assareh, M.H., Ahmadian, M., 2006. Estimating the existence value of north forests of Iran by using a contingent valuation method. *Ecological Economics* 58 (4), 665-675.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R., Schuman, H., 1993. Report of the NOAA Panel on contingent valuation. *National Oceanic and Atmospheric Administration, Federal Register* 1993; 58: 4602-14, 66p.

Baranzini, A., Rochette, D., 2006. La demande de récréation pour un parc naturel. Une application au Bois de Pfyn-Finges, Suisse. *Cahier de recherche, Centre de recherche appliquée en gestion, Haute école de gestion de Genève*, 15p.

Barbier, E.B., 2000. Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics* 35 (1): 47-61.

Baskent, E., Z., Yolasmaz, H., A., 1999. Forest landscape management revisited. *Environmental management* 24 (4): 437-448.

Bockstael, N.E., Strand, I.E., Hanemann, W.M., 1987. Time and the recreational demand. *American Journal of Agricultural Economics* 69: 293-302.

Bontems, P., Rotillon, G. 1998. *Économie de l'environnement*. Collection Repères. La Découverte. Paris. 120 pages. Chapitre II: L'évaluation des biens environnementaux, p.25-48.

Bothelo, A., Pinto, L.C., 2002. Hypothetical, real, and predicted real willingness to pay in open-ended surveys: experimental results. *Applied Economics Letters* 9: 993-996.

Boxall, P.C., Watson, D.o., Englin, J., 1996, Backcountry recreationists' valuation of forest and park management features in wilderness parks of the western Canadian Shield. *Canadian Journal of Forest Research* 26 (6): 982-990.

Boyle, K., J., Bergtrom, J., C., 1999. Don't: Doubt, Doubts, and Doubters : The Genesis of a New Research Agenda ?. In: I.J. Bateman and K.G. Willis, *Valuing environmental preferences – Theory and practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU and developing countries*, New York, Oxford University Press, pp.183-206.

Brouwer, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32: 137-152.

Burgenmeier, B., 2005. *Économie du développement durable*. 2e édition, De Boek, Bruxelles, p.87-94.

Cameron, T.A., Quiggin, J., 1994. Estimation using contingent valuation data from a "Dichotomous choice with follow-up" questionnaire. *Journal of Environmental Economics and Management* 27 (3): 218-234.

Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T., 2006. Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics* 58: 304-317.

Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, 2004, Rapport (décembre 2004). En ligne.
http://sdeir.uqac.ca/doc_numerique/format/Sites/18343262/rapportfinal.htm

Conseil de l'industrie forestière du Québec, communiqués, 9 novembre 2007. Désarroi dans l'industrie forestière. En ligne.
http://www.cifq.qc.ca/html/francais/centre_mediatique/communiqués_details.php?com_id=231.

Convention sur la diversité biologique, 1992. Convention sur la diversité biologique (avec annexes). Conclue à Rio de Janeiro le 5 juin 1992. En ligne.
<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-un-fr.pdf>, consulté le 10 décembre 2007.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25 (1): 3-15.

Dachary-Bernard, J., 2004. Une évaluation économique du paysage-Une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée. *Economie et statistique* 373: 57-80.

Desaigues, B., Point, P., 1990. Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension du prix pour les composantes du patrimoine naturel, *Revue Economique* 41 (2) : 269-320.

Dickie, M., 2003, Defensive behavior and damage cost methods, In: *A Primer on Nonmarket Valuation*. Champ, P.A., Boyle, K. J., Brown, T. C., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.394-444.

Englin, J., Shonkwiler, J.S., 1995. Estimating social welfare using count data models: an application to long-run recreation demand under conditions of endogenous stratification and truncation. *The Review of Economics and Statistics* 77(1): 104-112.

Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2003. Les écosystèmes et le bien-être de l'Homme : Un cadre d'évaluation – Résumé. World Resources Institute, Washington, DC, 20p.

Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire, 2005. Les écosystèmes et le bien-être humain : Synthèse sur la diversité biologique – Messages essentiels. World Resources Institute, Washington, DC, 1p.

Environnement Canada, Affaires internationales, Accords environnementaux multilatéraux, Convention sur la diversité biologique. En ligne. http://www.ec.gc.ca/international/multilat/divbio_f.htm. Consulté le 12 mars 2007 (b).

Environnement Canada, Réseau canadien d'information sur la biodiversité, Stratégie canadienne de la biodiversité. En ligne. <http://www.cbin.ec.gc.ca/strategy/2.cfm?lang=>. Consulté le 12 mars 2007 (a).

Environnement Canada (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur l'importance de la nature pour les Canadiens), 2000. L'importance de la nature pour les Canadiens : Les avantages économiques des activités reliées à la nature. Environnement Canada. En ligne. <http://www.ec.gc.ca/nature/enquete.htm>., consulté le 20 janvier 2006.

Garrod, D. G., Willis, K. G., 1997. The non-use benefits of enhancing forest biodiversity: A contingent ranking study. *Ecological economics* 21: 46-61.

Genty, A., 2005. Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement: un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 77: 6-34.

Hanemann, M., Loomis, J., Kanninen, B., 1991. Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics* 73 (4): 1255-1263.

- Hensher, D.A., 2006. Revealing differences in willingness to pay due to the dimensionality of stated choice designs: an initial assessment. *Environmental and Resource Economics* 34: 7-44.
- Holmes, T. P., Adamowicz, W., 2003. Attribute-based methods. In: P.A. Champ, K.J. Boyle, T.C. Brown, A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 171-220.
- Hunt, L.M., Boxall, P., Englin, J., Haider, W., 2005. Forest harvesting, resource-based tourism, and remoteness: an analysis of northern Ontario's sport fishing tourism. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 401-409.
- Hunter, M., 1999. Biological diversity. In: M. J. Hunter, Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, 698p.
- Jin, J., Wang, Z., Ran, S., 2006. Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao. *Ecological Economics* 57: 430-441.
- Kim, Y., Johnson, R.L., 2002. The impact of forests and forest management on neighboring property values. *Society and Natural Resources* 15: 887-901.
- Kniivilä, M., 2006. Users and non-users of conservation areas: are there differences in WTP, motives and the validity of responses in CMV surveys?. *Ecological Economics* 59: 530-539.
- Kristofersson, D., Navrud, S., 2005. Validity tests of benefit transfer-are we performing the wrong tests?. *Environmental and Resource Economics* 30: 279-286.
- Kuosmanen, T., Nillesen, E., Wesseler, J., 2004. Does ignoring multidestination trips in the travel cost method cause a systematic bias?. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 48(4) : 629-651.
- Lescuyer, G., 2005. La valeur économique de la biodiversité: fondements, méthodes et usages. *Liaison Énergie-Francophonie* 66-67: 60-68.
- Loi sur les Forêts, L.R.Q., C.F-4.1.
- Loomis, J., 2003. Travel cost demand model based river recreation benefit estimated with on-site and household surveys: Comparative results and a correction procedure. *Water Resources Research* 39 (4), WES5.1-WES5.4.
- Loomis, J., 2006. Importance of including use and passive use values of river and lake restoration. *Journal of Contemporary Water Research and Education* 134: 4-8.

Loomis, J., Brown, T., Lucero, B., Peterson, G., 1996. Improving validity experiments of contingent valuation methods: results of efforts to reduce the disparity of hypothetical and actual willingness to pay. *Land Economics* 72 (4): 450-461.

Louviere, J.J., 2006. What you don't know might hurt you: some unresolved issues in the design and analysis of discrete choice experiments. *Environmental and Resource Economics* 34: 173-188.

Lusk, J.L., 2003. Effects of cheap talk on consumer willingness-to-pay for golden rice. *American Journal of Agricultural Economics* 85(4): 840-856.

McConnell, K.E., Strand, I., 1981. Measuring the cost of time in recreation demand analysis: an application to sportfishing. *American Journal of Agricultural Economics* 63: 153-156.

Meyerhoff, J., Liebe, U. 2006. Protest beliefs in contingent valuation: explaining their motivation. *Ecological economics*, 57: 583-594.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2003. La Stratégie de protection des forêts, En ligne. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/protection/protection-strategie.jsp>.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2004. La faune et la nature en chiffres. En ligne. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/faune/statistiques/nature-chiffres.jsp>, consulté le 20 janvier 2006.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008. La forêt, pour construire le Québec de demain. En ligne. <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/livre-vert.pdf>.

Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, 1992. L'évaluation économique des bénéfices environnementaux appliquée à la gestion intégrée des ressources, MLCP, Québec, 52p.

Mitchell, R., Carson, R., 1989. Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. *Resources for the Future*, Washington, DC, 463p.

Morancho, A.B., 2003. A hedonic valuation of urban green areas. *Landscape and Urban Planning* 66: 35-41.

Municonsult, pour Tourisme Québec, 2004. Retombées économiques et bénéfices sociaux et environnementaux des activités récréotouristiques sur terres publiques du Québec, dossier no. 34359F, 65p.

Nations Unies, 28 novembre 2007. United Nations General Assembly, Second committee, item 54 : Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts,

A/C.2/62/L.5.. En ligne. <http://www.un.org/ga/second/62/proposalstatus.shtml>, consulté le 25 octobre 2007.

Nunes, P. A. L. D., van den Bergh, J. C. J. M., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?. *Ecological Economics* 39: 203-222.

Nunes, P.A.L.D., Schokkaert, E., 2003. Identifying the warm glow effect in contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management* 45: 231-245.

Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2002. Valeurs que les gens du Bas-Saint-Laurent attribuent à la forêt publique, rapport final. En ligne, <http://www.ofbsl.net/observations.htm#>, consulté le 15 février 2006.

Organisation de coopération et de développements économiques, 2002. Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs, OCDE, Paris, 177p.

Olewiler, N., 2004. La valeur du capital naturel dans les régions peuplées du Canada. *Canards Illimités Canada et Conservation de la Nature Canada*, 37p.

Parkin, M., Bade, R., Van Andenrode, M., 1999. Introduction à la microéconomie moderne. 2^e édition, Éditions du renouveau pédagogique, Canada, 553p.

Park, T., Bowker, J.M., Leeworthy, V.R., 2002. Valuing snorkeling visits to the Florida Keys with stated and revealed preference models. *Journal of Environmental Management* 65: 301-312.

Parsons, G.R., 2003. The travel cost model. In: P.A. Champ, K.J. Boyle, T.C. Brown, A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 269-330.

Pearce, D., 2001. Valuing biological diversity: issues and overview. In: Organisation for economic co-operation and development, *Valuation of Biodiversity Benefits: selected studies*, p. 27-44.

Powe, N.A., Garrod, G.D., Brunson, C.F., Willis, K.G., 1997. Using a geographic information system to estimate a hedonic price model of the benefits of woodland access. *Forestry* 70 (2): 139-149.

Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, R., Machado, F., Mourato, S., Spanninks, F., Rodriguez, M.X.V, 2004. Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries?. *Environmental and Resource Economics* 29: 67-82.

Rosenberger, R.S., Loomis, J.B., 2003. Benefit transfer, In: P.A. Champ, K.J. Boyle, T.C. Brown, A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.445-482.

Starbuck, C.M., Alexander, S.J., Berrens, R.P., Bohara, A.K. 2004. Valuing special forest products harvesting: a two-step travel cost recreation demand analysis. *Journal of Forest Economics* 10: 37-53.

Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN (1998). *Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xii+52pp. En ligne. <http://www.unpei.org/PDF/policyandprogrammes/Economic-values-Protected-areas.pdf>, consulté le 3 février 2007.

Taylor, L.O., 2003. The hedonic method. In: P.A. Champ, K.J. Boyle, T.C. Brown, A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p.331-394.

The World Bank, 2004. How much is an ecosystem worth? Assessing the economic value of conservation. The World Conservation Union, The World Bank, The Nature Conservancy, Washington, 48p.

Triade, 2006. Le projet triade. En ligne. <http://www.projettriade.ca>, consulté le 12 mars 2007.

Turpie, J., Joubert, A., 2001. Estimating potential impacts of a change in river quality on the tourism value of Kruger National Park: An application of the travel cost, contingent and conjoint valuation methods. *Water SA* 27 (3): 387-398.

Tyrväinen, L., Väänänen, H., 1998. The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method. *Landscape and Urban Planning* 43:105-118.

Veisten, K., Hoen, H.F., Navrud, S., Strand, J., 2004. Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities. *Journal of Environmental Management* 73: 317-331.

Venkatachalam, L. 2004. The contingent valuation method: a review. *Environmental impact assessment review* 24: 89-124.

Annexe 1

Questionnaire



SONDAGE SUR LA VALEUR DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

Bonjour,

Le présent questionnaire s'adresse aux résidents de La Tuque, âgés de 18 ans et plus. Il porte sur la valeur, en argent, que vous accordez à la biodiversité forestière. Remplir ce questionnaire prendra environ quinze minutes de votre temps. Vous pouvez ensuite nous le retourner dans l'enveloppe pré-affranchie ci-jointe, **au plus tard le 24 août 2007**.

Les informations recueillies par ce sondage serviront à Mme Virginie Mai Hô, étudiante à l'Université Laval, afin de réaliser sa thèse de maîtrise. Cette thèse vise à évaluer l'importance que les résidents et les utilisateurs de la forêt du Haut-Saint-Maurice accordent à la biodiversité et s'inscrit dans un projet de recherche sur la valeur économique de la biodiversité forestière, financé par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Les résultats de l'étude pourraient servir à orienter les choix d'aménagement forestier au niveau local, régional ou provincial.

Votre participation est très importante pour ce projet de recherche et contribuera à en assurer la qualité. Il n'y a aucun risque à participer au projet. Soyez assurés que les informations transmises seront gardées confidentielles et anonymes et les documents seront gardés sous clé à la Faculté de foresterie et de géomatique de l'Université Laval. Seules les informations globales et les résultats d'analyse seront publiés (revues scientifiques et site web de l'Initiative Triade Mauricie : <http://www.projettriade.ca>). Le projet a d'ailleurs obtenu l'approbation du Comité d'éthique de la recherche de l'Université Laval en date du 6 juillet 2007 (no d'approbation 2007-026). Si vous avez des questions sur la recherche ou pour obtenir une copie du rapport de recherche (disponible au début de l'année 2008), vous pouvez contacter les personnes ci-dessous.

Merci de votre collaboration,
Veuillez agréer l'expression de nos sentiments les meilleurs,

Virginie Mai Hô, ing.f., étudiante à la maîtrise
Téléphone: (418) 656-2131 poste 6953
Courriel : virginie-mai.ho.1@ulaval.ca

Nancy Gélinas, PhD, professeure
Téléphone : (418) 656-2131 poste 6975
Courriel : nancy.gelinas@sbf.ulaval.ca

Département des sciences du bois et de la forêt
Faculté de foresterie et de géomatique
Pavillon Abitibi-Price
Université Laval
Québec (Québec)
G1K 7P4

SONDAGE SUR LA VALEUR DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

Note au répondant :

S'il-vous-plaît, veuillez répondre à chacune des questions en cochant le cercle qui correspond à votre réponse. Il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse, l'important étant que vos réponses reflètent votre situation et vos opinions personnelles. Répondez aux questions dans l'ordre qu'elles vous sont posées.

Section 1 : Profil socio-économique

Voici quelques questions qui seront utilisées à des fins statistiques. Ces informations nous seront très utiles et elles sont complètement anonymes et confidentielles.

Question 1

Quel est votre sexe? Féminin Masculin

Question 2

Dans quelle tranche d'âge vous situez-vous? 18-24 25-64 65 et plus

Question 3

En vous incluant, combien de personnes comprend votre ménage (adultes et enfants)?

_____ adultes _____ enfants (moins de 18 ans)

Question 4

Quel est votre code postal? _____

Question 5

Quel niveau de scolarité avez-vous complété? Primaire Secondaire Collégial Universitaire

Question 6

Dans quelle catégorie se situe le revenu brut (avant impôt) de votre ménage?

Moins de 9 999 \$ 40 000 à 49 999 \$ 80 000 à 89 999 \$

10 000 à 19 999 \$ 50 000 à 59 999 \$ 90 000 à 99 999 \$

20 000 à 29 999 \$ 60 000 à 69 999 \$ 100 000 \$ et plus

30 000 à 39 999 \$ 70 000 à 79 999 \$

Question 7

Comment qualifiez-vous la situation économique de votre ménage?

Totalement
satisfaisante

Plutôt
satisfaisante

Plutôt
insatisfaisante

Totalement
insatisfaisante

Section 2 : Connaissances et attitudes envers la forêt

Cette section contient des questions sur vos expériences et vos attitudes envers la forêt.

Question 8

À quelle fréquence allez-vous en forêt dans le Haut-Saint-Maurice?

- Jamais Moins de 4 fois par an Entre 5 et 12 fois par an Plus de 12 fois par an
-

Question 9

Quand vous allez en forêt dans le Haut-Saint-Maurice, c'est principalement pour...

- le travail? **OU** les loisirs?

Question 10

Avez-vous déjà vu des coupes de bois lors de vos visites en forêt?

- Non Oui Si oui, à quelle fréquence? À l'occasion Souvent Très souvent
-

Question 11

Réfléchissez à ce que la forêt du Haut-Saint-Maurice représente pour vous. Indiquez l'importance que vous accordez à chacune des fonctions de la forêt suivantes...

	Très important	Important	Un peu important	Pas du tout important
...un lieu de loisirs et de plein-air.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...un lieu de spiritualité, de quiétude ou de détente.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...de beaux paysages.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...une ressource pour l'industrie forestière.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...un lieu pour chasser, pêcher, trapper ou cueillir des fruits et produits de la forêt.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...un environnement à conserver.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...un filtre pour l'eau des lacs et des rivières.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...un poumon pour la planète.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
...un héritage pour les générations futures.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Autre : _____				

Question 12

Indiquez votre degré d'accord ou de désaccord avec les énoncés suivants.

	Totalem d'accord	Plutôt d'accord	Plutôt en désaccord	Totalem en désaccord
Je connais assez bien le concept d' <u>espèce</u> pour l'expliquer à quelqu'un d'autre.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Je connais assez bien le concept d' <u>habitat</u> pour l'expliquer à quelqu'un d'autre.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Je connais assez bien le concept d' <u>écosystème</u> pour l'expliquer à quelqu'un d'autre.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Je connais assez bien le concept de <u>biodiversité</u> pour l'expliquer à quelqu'un d'autre.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>



Section 3 : Concepts d'environnement forestier et mise en contexte

Afin de faciliter la compréhension des questions suivantes, veuillez lire ces quelques informations et la mise en contexte.



Concepts d'environnement forestier

Biodiversité et Habitat

La biodiversité est la variété des espèces vivantes, végétales et animales. Elle peut être évaluée par la diversité des habitats. Un habitat est le milieu de vie d'une espèce, qu'elle soit animale ou végétale et présente des conditions biophysiques (lumière, humidité, température, etc.) spécifiques. Un habitat est aussi caractérisé par les interactions entre les espèces. L'étendue de l'habitat varie selon les besoins des espèces. Par exemple, un insecte peut trouver tout ce dont il a besoin pour vivre sur un seul arbre, tandis qu'un orignal aura besoin de plusieurs kilomètres carrés, incluant des cours d'eau, des jeunes forêts et des forêts plus denses, composées de feuillus et de résineux.

Aménagement forestier

Ensemble des activités de récolte de bois et des autres types d'interventions forestières, tels que la préparation du sol pour le reboisement, le reboisement, etc.

Lien entre l'aménagement forestier et les habitats

La coupe de bois et les autres activités d'aménagement forestier peuvent influencer les habitats, dépendamment du type d'intervention et de leur intensité. Si un habitat est perturbé ou détruit, des espèces disparaîtront ou se déplaceront vers un autre milieu de vie répondant mieux à leurs besoins et d'autres viendront s'y installer. La préservation d'une grande diversité d'habitats permet entre autres le maintien des produits et services fournis par la forêt et le maintien de l'équilibre des systèmes naturels.

Mise en contexte

La forêt du Haut-Saint-Maurice s'étend sur près de 28 000 km² et fait partie de la grande forêt boréale. Les essences d'arbres qui la composent sont principalement le sapin baumier, le bouleau blanc, l'épinette, le bouleau jaune, les peupliers, etc.

De nouveaux types d'aménagements forestiers favorisant le maintien de la diversité des habitats pourraient être supportés par le gouvernement afin de faciliter leur mise en œuvre par les entreprises forestières.

Encourager ces nouveaux types d'aménagements forestiers entraînerait des coûts supplémentaires pour la société. Nous voulons savoir si la société veut supporter ces coûts pour favoriser des aménagements forestiers favorisant le maintien de la biodiversité et de la diversité des habitats.

Les questions 13 à 15 suivantes comparent la situation actuelle avec chacun des nouveaux types d'aménagements forestiers. Il vous est demandé si vous êtes prêt à payer plus d'impôt provincial pour encourager leur application sur une partie du Haut-Saint-Maurice, ce qui favoriserait le maintien de la diversité des habitats. Veuillez donc lire attentivement les informations suivantes et répondre de votre mieux aux questions.



L'AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL ET 3 AUTRES AMÉNAGEMENTS FORESTIERS

- **L'AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL, c'est:**

La récolte de la majorité du bois commercialisable, tout en respectant des normes environnementales et fauniques, comme en laissant des bandes non coupées.

- **L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE, c'est :**

Des coupes qui essaient de maintenir la dynamique des écosystèmes et d'imiter les perturbations naturelles de la forêt, comme le passage du feu, des insectes ravageurs, des forts vents ou la mort naturelle des groupes d'arbres. Laisser plus de groupes d'arbres pour servir d'habitats à la faune.

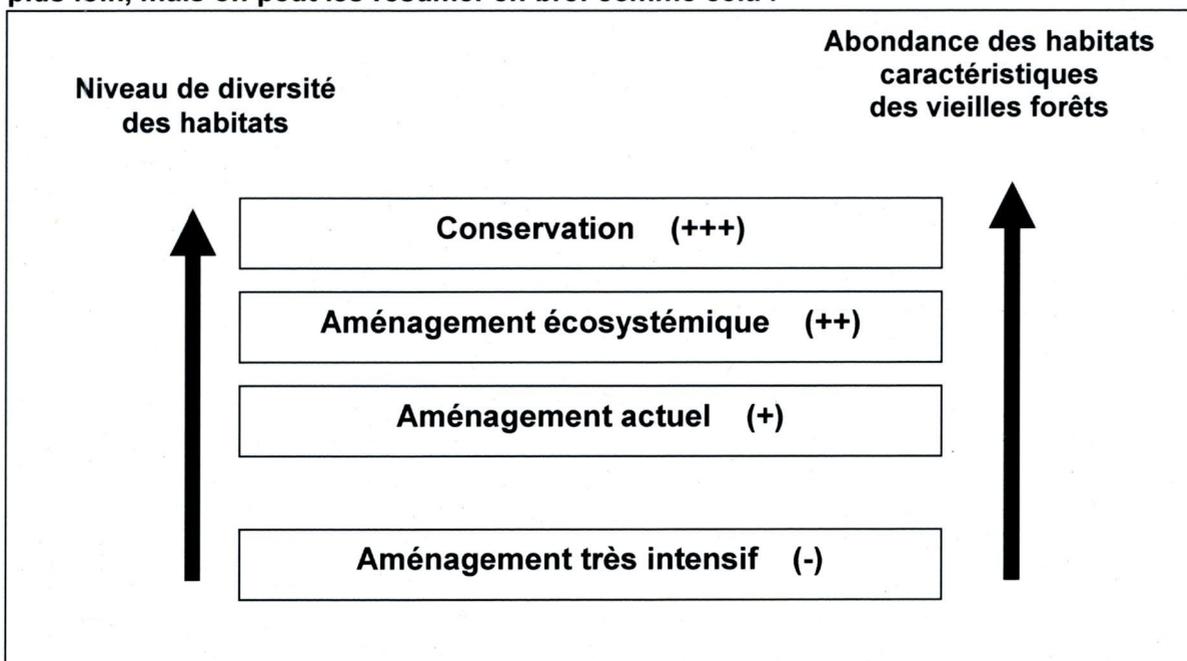
- **LA CONSERVATION, c'est :**

Une forêt sans aucune exploitation minière ou forestière.

- **L'AMÉNAGEMENT TRÈS INTENSIF c'est :**

Des plantations d'arbres à croissance rapide et des interventions d'entretien régulières.

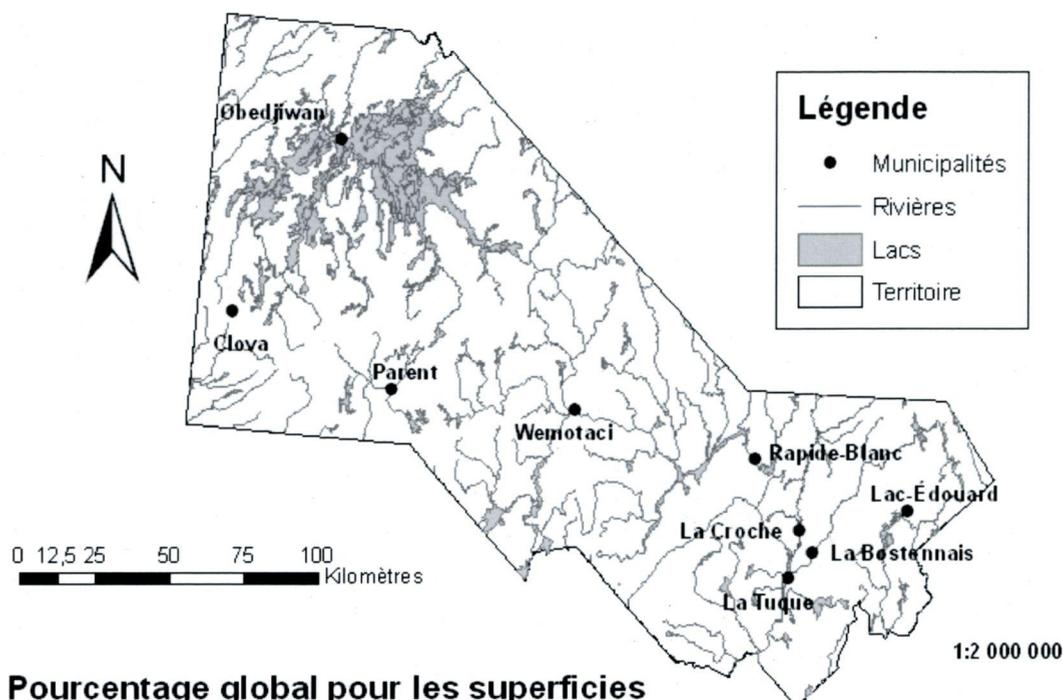
Les conséquences sur les habitats de ces 4 types d'aménagements forestiers seront décrites plus loin, mais on peut les résumer en bref comme cela :



Les « + » et les « - » sont à titre indicatif, pour faciliter la comparaison. Par exemple, 2 « + » ne veulent pas dire que le niveau de diversité des habitats a nécessairement doublé.

Informations pour les questions 13 à 15

À titre informatif, voici une carte du Haut-Saint-Maurice et une représentation graphique pour vous aider à visualiser les pourcentages présentés dans les questions suivantes. Aussi, le tableau vous présente des exemples de dépenses gouvernementales par habitant au Québec. Ces dépenses peuvent vous servir de points de repères pour choisir parmi les augmentations d'impôts proposées dans les questions suivantes.



**Pourcentage global pour les superficies
(questions 13 à 15)**

10%

8%

Tableau des dépenses gouvernementales approximatives, au Québec, par habitant

Dépense	\$/hab (environ)
Santé et services sociaux	2900 ¹
Éducation	1700 ²
Services de police	285 ^{3,4}
Culture	105 ⁵

Sources : ^{1,2} Conseil du Trésor, 2006. Budget de dépenses 2006-2007 – Volume III
Plans annuels de gestion des dépenses des ministères et organismes, p.12.

³ Statistiques Canada, Le Quotidien, 16 décembre 2004.

⁴ Dépense par Canadiens

⁵ Statistiques Canada, Le Quotidien, 27 janvier 2005.

**Question 14. CONSÉQUENCES SUR LES HABITATS :
AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL VS. CONSERVATION**

AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL (+)	CONSERVATION (+++)
<ul style="list-style-type: none"> • Plus d'habitats de milieux ouverts et de lumière (ex : chevreuils, fleurs sauvages) • Moins de diversité d'habitats • Plus d'habitats de jeunes forêts 	<ul style="list-style-type: none"> • Grande diversité d'habitats • Beaucoup plus d'habitats de vieilles forêts • Plus d'habitats d'espèces rares • Beaucoup plus d'habitats de bois mort (insectes, oiseaux et animaux nicheurs dans les grandes cavités, ex : martre, hibou, pics bois)

A. Sachant ces conséquences sur les habitats et que le territoire sous conservation du Haut-Saint-Maurice représente présentement moins de 1%, quelle augmentation maximale d'impôt seriez-vous prêt à payer (par ménage, par année et pour les prochaines 5 années) pour que :

•8% du Haut-Saint-Maurice soit placé sous CONSERVATION?

•(en supposant que le nombre d'emplois reliés à la forêt reste le même)

<p>0 \$ <input type="radio"/></p> <p>5 \$ <input type="radio"/></p> <p>10 \$ <input type="radio"/></p> <p>20 \$ <input type="radio"/></p> <p>30 \$ <input type="radio"/></p> <p>50 \$ <input type="radio"/></p> <p>75 \$ <input type="radio"/></p> <p>100 \$ <input type="radio"/></p> <p>150 \$ <input type="radio"/></p> <p>200 \$ <input type="radio"/></p> <p>Ne veut pas répondre <input type="radio"/></p>	<p>→</p>	<p>Si vous avez répondu 0 \$, est-ce parce que :</p> <p align="right">Vous ne voulez pas payer plus d'impôt, c'est déjà assez <input type="radio"/></p> <p align="right">Vous pensez que ce n'est pas à vous de payer pour cela <input type="radio"/></p> <p align="right">Autre : _____</p> <p>Pourquoi avez-vous choisi de payer plus d'impôt?</p> <p align="right">Vous voulez contribuer à la préservation de la biodiversité des forêts <input type="radio"/></p> <p align="right">Vous avez comme principe de souvent faire des dons <input type="radio"/></p> <p align="right">Autre : _____</p> <p>Si vous ne voulez pas répondre, est-ce parce que :</p> <p align="right">Ce n'est pas à vous de juger de la valeur des habitats <input type="radio"/></p> <p align="right">Il vous manque des informations pour formuler un jugement <input type="radio"/></p> <p align="right">Vous n'aimez pas cette question <input type="radio"/></p> <p align="right">Autre : _____</p>
--	---	---

B. Votre réponse changerait-elle si 20% du Haut-Saint-Maurice était placé sous CONSERVATION? (et supposant que le nombre d'emplois reliés à la forêt reste le même)

Oui Non Ne veut pas répondre

Si OUI, quelle augmentation maximale d'impôt seriez-vous prêt à payer (par ménage, par année et pour les prochaines 5 années)?

10 \$ 20 \$ 30 \$ 50 \$ 75 \$ 100 \$ 150 \$ 200 \$ 250 \$

**Question 15. CONSÉQUENCES SUR LES HABITATS :
AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL VS.
AMÉNAGEMENT FORESTIER TRÈS INTENSIF**

AMÉNAGEMENT FORESTIER ACTUEL (+)	AMÉNAGEMENT FORESTIER TRÈS INTENSIF (-)
<ul style="list-style-type: none"> • Plus grande diversité d'habitats • Plus d'habitats de forêts matures 	<ul style="list-style-type: none"> • Moins de diversité d'habitats • Plus d'habitats de jeunes forêts • Plus d'espèces tolérant bien la présence humaine car interventions plus fréquentes que pour les autres types d'aménagement forestier

A. Sachant ces conséquences sur les habitats, quelle augmentation maximale d'impôt seriez-vous prêt à payer (par ménage, par année et pour les prochaines 5 années) afin que :

- **10% du Haut-Saint-Maurice soit aménagé de manière TRÈS INTENSIVE?**
- **(en supposant que le nombre d'emplois reliés à la forêt reste le même)**

<p>0 \$ <input type="radio"/></p> <p>5 \$ <input type="radio"/></p> <p>10 \$ <input type="radio"/></p> <p>20 \$ <input type="radio"/></p> <p>30 \$ <input type="radio"/></p> <p>50 \$ <input type="radio"/></p> <p>75 \$ <input type="radio"/></p> <p>100 \$ <input type="radio"/></p> <p>150 \$ <input type="radio"/></p> <p>200 \$ <input type="radio"/></p> <p>Ne veut pas répondre <input type="radio"/></p>	<p>→</p>	<p>Si vous avez répondu 0 \$, est-ce parce que :</p> <p style="padding-left: 20px;">Vous ne voulez pas payer plus d'impôt, c'est déjà assez <input type="radio"/></p> <p style="padding-left: 20px;">Vous pensez que ce n'est pas à vous de payer pour cela <input type="radio"/></p> <p style="padding-left: 20px;">Autre : _____</p> <p>Pourquoi avez-vous choisi de payer plus d'impôt?</p> <p style="padding-left: 20px;">Vous avez comme principe de souvent faire des dons <input type="radio"/></p> <p style="padding-left: 20px;">Autre : _____</p> <p>Si vous ne voulez pas répondre, est-ce parce que :</p> <p style="padding-left: 20px;">Ce n'est pas à vous de juger de la valeur des habitats <input type="radio"/></p> <p style="padding-left: 20px;">Il vous manque des informations pour formuler un jugement <input type="radio"/></p> <p style="padding-left: 20px;">Vous n'aimez pas cette question <input type="radio"/></p> <p style="padding-left: 20px;">Autre : _____</p>
--	--	---

B. Sachant que la baisse de diversité des habitats due à l'aménagement forestier TRÈS INTENSIF pourrait être compensée en mettant 8% du Haut-Saint-Maurice sous CONSERVATION, quelle augmentation maximale d'impôt seriez-vous prêt à payer? (par ménage, par année et pour les prochaines 5 années et en supposant que le nombre d'emplois reliés à la forêt reste le même)

0 \$

5 \$

10 \$

20 \$

30 \$

50 \$

75 \$

100 \$

150 \$

200 \$

Ne veut pas répondre

→ Si vous avez répondu 0 \$, est-ce parce que :

Vous ne voulez pas payer plus d'impôt, c'est déjà assez

Vous pensez que ce n'est pas à vous de payer pour cela

Autre : _____

Pourquoi avez-vous choisi de payer plus d'impôt?

Vous voulez contribuer à la préservation de la biodiversité des forêts

Vous avez comme principe de souvent faire des dons

Autre : _____

→ Si vous ne voulez pas répondre, est-ce parce que :

Ce n'est pas à vous de juger de la valeur des habitats

Il vous manque des informations pour formuler un jugement

Vous n'aimez pas cette question

Autre : _____

Section 4 : Votre évaluation du questionnaire

Pour finir, voici les dernières questions...

Question 16

Indiquez votre degré d'accord ou de désaccord avec les énoncés suivants.

	Totalement d'accord	Plutôt d'accord	Plutôt en désaccord	Totalement en désaccord
Les concepts et la mise en contexte étaient clairs et je les ai bien compris.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Les comparaisons des conséquences des aménagements forestiers sur les habitats étaient claires et je les ai bien comprises.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Les questions 13 à 15 étaient claires et je les ai bien comprises.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Je préférerais donner de l'argent à un organisme de protection de l'environnement à but non lucratif plutôt que payer plus d'impôt pour préserver la biodiversité des forêts.	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Avez-vous des commentaires sur le questionnaire?

Merci beaucoup d'avoir pris le temps de répondre à ce questionnaire!

Une enveloppe pré-affranchie est prévue pour nous le retourner, au plus tard le 24 août 2007. Le plus tôt serait le mieux!