

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

Évaluation monétaire et développement durable :

Le cas des services environnementaux liés à la forêt privée du

Bas-Saint-Laurent

PRÉSENTÉ À

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

Comme exigence partielle

du programme de Doctorat en développement régional

par

ABDELLATIF LEMSSAOUI

Juillet 2010

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

Mes remerciements seront sans doute trop peu éloquents, mais denses et sincères. Je tiens en premier lieu à exprimer mes plus profonds remerciements à mon directeur de recherche, M. Oleg Stanek, pour avoir accepté de diriger cette thèse. Notre rencontre lors de mon admission au programme de doctorat en développement régional fut déterminante en ce qui concerne mon cheminement académique et intellectuel jusqu'à ce jour. Je lui suis reconnaissant de la confiance et de l'amitié qu'il m'a accordées tout au long de ce parcours. Je tiens ensuite à remercier chaleureusement mon co-directeur, M. Luc Sirois, pour son enthousiasme et sa disponibilité. Par les conseils et les commentaires de qualité qu'il a su m'apporter, il a fait de cet encadrement scientifique une relation professionnelle agréable et fructueuse. Mes remerciements s'adressent également aux autres membres du jury, Mme Nathalie Lewis, M. Marc-Urbain Proulx ainsi que M. Claude Sauvé pour leur contribution et leurs suggestions constructives.

Cette thèse a bénéficié d'un financement de la part du Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent et de la Chaire de recherche sur la forêt habitée de l'UQAR. Que leurs membres en soient ici remerciés.

Sur un plan plus personnel, une pensée toute particulière va à mes amis et à tous les habitués du café Le Barista qui m'ont aidé à apaiser les tourments de l'exil. Enfin, bien que je les cite en dernier, mes premiers remerciements s'adressent d'abord et avant tout à ma conjointe, Sanae, pour sa patience et son support de tous les instants et tout particulièrement dans les innombrables moments de doute; à notre fils, Yanis, né au cours de cette thèse et dont la seule présence m'a donné la force de continuer. Merci à mon oncle Lahcen qui, sans le savoir, m'a donné très tôt le goût de la lecture. À mes sœurs, à mon frère et surtout à mes parents qui diront certainement tout comme moi : « ouf, finalement ! ».

RÉSUMÉ

Nous questionnons, dans le cadre de cette thèse, le lien entre évaluation monétaire des services environnementaux et gestion durable des ressources naturelles en examinant le cas des services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent.

La thèse est structurée en trois grandes parties. Après avoir exposé l'articulation théorique et méthodologique de la recherche dans une première partie, la seconde rapporte le corpus empirique en trois chapitres. Chaque chapitre est consacré à l'évaluation d'un des trois services environnementaux retenus, à savoir les services récréatifs, la purification de l'eau et la séquestration de carbone. La troisième et dernière partie propose en deux chapitres une discussion autour de la validité de la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux. Ainsi, les objectifs visés par cette recherche sont de trois ordres : 1) technique : l'application systématique de plusieurs méthodes d'évaluation monétaire des services environnementaux offrant ainsi l'occasion d'en tester la fiabilité; 2) théorique : l'interrogation, dans le cadre du développement durable des ressources naturelles, sur la validité de la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux et 3) empirique : cette recherche, étant effectuée dans une région où les ressources naturelles ont fortement marqué le développement des collectivités, il est à espérer que certains de ses arguments puissent être utiles pour amorcer une réflexion sur la maîtrise locale et viable des ressources naturelles.

Nos résultats suggèrent la pertinence de la démarche d'évaluation en tant qu'étude de marché dont le principal objectif est de déceler de nouvelles possibilités pour le développement du territoire. Cependant, cette légitimité semble remise en cause dès qu'il est question de fonder une prise de décision collective et de prendre ainsi en compte la pluralité des valeurs liées aux actifs naturels. La dimension économique ne peut appréhender à elle seule la diversité des représentations et des valeurs, particulièrement quand l'objectif est le développement viable à long terme. Ce raisonnement nous a conduit à reconsidérer l'aptitude de l'évaluation monétaire à témoigner des motivations citoyennes et à proposer l'usage combiné de la méthode d'évaluation monétaire et de l'approche délibérative. Seul le débat public peut capturer la diversité des représentations et des valeurs.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ.....	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES CARTES ET DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	2
PARTIE I	
PERSPECTIVE THÉORIQUE ET MÉTHODOLOGIQUE	9
CHAPITRE 1	
THÈME DE RECHERCHE ET PERTINENCE.....	10
SECTION 1.1 THÈME DE RECHERCHE.....	11
SECTION 1.2 PERTINENCE DE LA RECHERCHE	17
CHAPITRE 2	
CADRE THÉORIQUE	21
SECTION 2.1 LE DÉVELOPPEMENT RÉGIONAL	22
SECTION 2.2 LE DÉVELOPPEMENT DURABLE	32
2.2.1 LE DÉVELOPPEMENT DURABLE : UN COMPROMIS	33
2.2.2 UN COMPROMIS LARGEMENT EN FAVEUR DE LA SOUTENABILITÉ FAIBLE.....	44
SECTION 2.3 LE RECOURS À L'ÉVALUATION MONÉTAIRE DE L'ENVIRONNEMENT	58
SECTION 2.4 DÉVELOPPEMENT TERRITORIAL, DÉVELOPPEMENT DURABLE ET ÉVALUATION MONÉTAIRE : QUELS LIENS ?	87

CHAPITRE 3	
CADRE OPÉRATOIRE	92
SECTION 3.1	QUESTIONS, HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE 93
SECTION 3.2	DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE..... 95
PARTIE II	
CORPUS EMPIRIQUE.....	105
CHAPITRE 4	
ESTIMATION DU BILAN DE CARBONE DE LA FORÊT PRIVÉE DU BAS-SAINT-LAURENT	111
SECTION 4.1	CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET SOLUTION FORESTIÈRE 113
4.1.1	LA PROBLÉMATIQUE DES GAZ À EFFET DE SERRE (GES) 113
4.1.2	FORÊT ET CYCLE DU CARBONE 118
SECTION 4.2	ESTIMATION DU BILAN DU CARBONE DE LA FORÊT PRIVÉE DU BAS-SAINT-LAURENT
4.2.1	MATÉRIELS ET MÉTHODES..... 122
4.2.2	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS 130
SECTION 4.3	DISCUSSION 146
CHAPITRE 5	154
ÉVALUATION DE LA CONTRIBUTION DE LA FORÊT PRIVÉE À L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE	154
SECTION 5.1	PORTRAIT DES RESSOURCES HYDRIQUES DE LA RÉGION..... 162
SECTION 5.2	ESTIMATION DE LA CONTRIBUTION DE LA FORÊT PRIVÉE À L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE
5.2.1	MÉTHODOLOGIE..... 165
5.2.2	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS 168
5.2.3	DISCUSSION 178

CHAPITRE 6	
ÉVALUATION DES SERVICES RÉCRÉATIFS DE LA FORÊT PRIVÉE AU BAS-SAINT-LAURENT	183
SECTION 6.1	MÉTHODOLOGIE
	185
6.1.1	MÉTHODE D'ÉVALUATION
	185
6.1.2	DESCRIPTION DE L'ENQUÊTE
	192
SECTION 6.2	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS
	194
6.2.1	CARACTÉRISTIQUES SOCIO-DÉMOGRAPHIQUES DES RÉPONDANTS
	194
6.2.2	FRÉQUENTATION DES FORÊTS PRIVÉES
	195
6.2.3	ACTIVITÉS PRATIQUÉES
	199
6.2.4	IMPORTANCE DES SERVICES RENDUS PAR LA FORÊT.....
	204
6.2.5	CONSETEMENTS À PAYER
	206
SECTION 6.3	DISCUSSION
	212
PARTIE III	
ÉVALUATION MONÉTAIRE ET PRISE DE DÉCISION DANS LE CADRE D'UNE GESTION VIABLE DES ACTIFS NATURELS	216
CHAPITRE 7	
L'ÉVALUATION MONÉTAIRE EN TANT QU'ÉTUDE DE MARCHÉ	221
CHAPITRE 8	
L'ÉVALUATION MONÉTAIRE ET LA PRISE DE DÉCISION	233
CONCLUSION GÉNÉRALE	246
BIBLIOGRAPHIE	255
ANNEXE 1RÉSEAUX MUNICIPAUX D'EAU POTABLE ET POPULATION DESSERVIE	279

ANNEXE 2	LES POINTS DE CAPTAGE ET LEUR EMPLACEMENT AU BAS-SAINT-LAURENT	281
ANNEXE 3	RÉSEAUX MUNICIPAUX DE DISTRIBUTION D'EAU POTABLE – MONTÉRÉGIE.....	285
ANNEXE 4	QUESTIONNAIRE	291

LISTE DES CARTES ET DES FIGURES

Figure 1. Biens et services environnementaux procurés par les forêts.	107
Figure 2. Les principales étapes de l'analyse au moyen du CBM-CFS3.....	124
Figure 3: La structure des réservoirs de carbone du MBC-SFC3.	125
Figure 4. Changements aux réservoirs de carbone de tout l'écosystème (taux de séquestration annuels) pour la période 2001-2008.	131
Figure 5. Superficie perturbée et changements au réservoir de la biomasse pour la période 2001-2008	131
Figure 6. Changements aux réservoirs de carbone de l'écosystème, de la biomasse et de la MOM de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent pour la période 2001-2008	132
Figure 7. Distribution des classes d'âge de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent pour les années 2001 et 2008.	133
Figure 8. Estimation des stocks de carbone dans les réservoirs de l'écosystème, de la biomasse et de la MOM pour la période 2000-2008.	134
Figure 9. Stock de carbone dans chacun des compartiments de la biomasse et de la MOM pour la période 2000-2008.	135
Figure 10. Impact des processus annuels et des perturbations sur les changements aux réservoirs	136
Figure 11. Les transferts de carbone de l'écosystème aux produits forestiers pour la période 2001-2008.	137
Figure 12. Les transferts de carbone de la MOM à l'atmosphère entre 2001 et 2008.....	137
Figure 13. Les transferts de carbone de la biomasse à la MOM de 2001 à 2008.....	138
Figure 14. Stocks (chiffres entre parenthèses) et changements aux réservoirs de carbone en Mt de C pour l'année 2008.	139
Figure 15. Stock de carbone de tout l'écosystème selon le scénario Forêt naturelle et le scénario Business as usual	141
Figure 16. Stock de carbone dans la biomasse aérienne et souterraine selon les scénarios <i>Forêt naturelle</i> et <i>Business as usual</i>	141

Figure 17. Changements au réservoir du carbone de l'écosystème	143
Figure 18. Superficie perturbée pour le scénario <i>forêt naturelle</i>	144
Figure 19. Superficie perturbée selon le type d'activité pour le scénario <i>Business as usual</i>	144
Figure 20 : Changements aux réservoirs de carbone de la biomasse et de la MOM selon le scénario <i>Forêt naturelle</i> et le scénario <i>Business as usual</i>	145
Figure 21. A- Les usagers de la forêt privée selon la distance séparant leur résidence de la forêt fréquentée. B- Lieu de résidence des usagers de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent.	196
Figure 22. A- Propriété des forêts privées fréquentées, B- Fréquentation des forêts privées selon les MRC.	198
Figure 23. Fréquentation des forêts privées selon les saisons.....	198
Figure 24. Fréquentation des forêts privées par les groupes d'usagers.....	205
Figure 25. Formes de paiement.	210
Figure 26. Motifs du refus de paiement	211
Figure 27 : D'une idée de projet à une transaction de crédits de carbone.....	230
Carte 1: Localisation du territoire du Bas-Saint-Laurent.	109
Carte 2 : Tenure des terres du Bas-Saint-Laurent.	109
Carte 3 : Localisation des points de captage provenant des eaux de surface dans la région du Bas-Saint-laurent	170

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Répartition du territoire du Bas-Saint-Laurent selon les usages et la tenure	110
Tableau 2 : Stock de carbone dans les différents réservoirs selon les scénarios <i>forêt naturelle</i> et <i>Business as usual</i> pour l'année 35 de la simulation (Mt de C).....	142
Tableau 3 : Prix de règlement des contrats à terme transigés sur le <i>MCeX</i>	152
Tableau 4 : Superficie des principaux bassins versants de la région du Bas-Saint-Laurent.	164
Tableau 5 : Caractéristiques des principaux lacs de la région du Bas-Saint-Laurent.	165
Tableau 6 : Répartition des superficies des sous-bassins d'alimentation retenus pour l'étude. ...	171
Tableau 7 : Population desservie, volume capté et coût d'approvisionnement et de traitement d'un m ³ d'eau potable pour les municipalités du Bas-Saint-Laurent.	173
Tableau 8 : Comparaison entre les municipalités du Bas-Saint-Laurent et de la Montérégie sur le plan des coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau.....	176
Tableau 9 : Population desservie, volume capté et coût d'approvisionnement et de traitement d'un m ³ d'eau potable pour les municipalités de la Montérégie.	177
Tableau 10 : Caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées.	195
Tableau 11 : Caractéristiques socio-économiques des usagers de la forêt privée.....	197
Tableau 12 : Types d'activités pratiquées par les personnes fréquentant la forêt privée.....	200
Tableau 13 : Les groupes d'usagers de la forêt privée selon les activités pratiquées.	202
Tableau 14 : Caractéristiques socio-économiques des usagers de la forêt privée.....	203
Tableau 15 : Opinions sur les services rendus par la forêt du Bas-Saint-Laurent.....	204
Tableau 16 : Les groupes d'usagers selon leur appréciation des services rendus par la forêt.	205
Tableau 17 : Les consentements à payer pour les trois services.	208
Tableau 18 : Croisement cap- appréciation des services fournis par la forêt.....	209
Tableau 19 : Disposition à payer des répondant selon le type de propriété de la forêt qu'ils fréquentent pour les trois services retenus.	214

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Au cours des dernières décennies, les préoccupations croissantes suscitées par l'aménagement des forêts ont incité les pays à engager un dialogue mondial sur les initiatives de gestion pour promouvoir des pratiques durables. Le lien entre l'aménagement et le développement durable a été affirmé durant le Sommet *planète Terre* de Rio de 1992 (Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement - CNUED) et réaffirmé durant le Sommet mondial sur le développement durable, à Johannesburg en 2002. Les instruments du changement facilitant le développement durable aux niveaux international, national et local, devaient être identifiés. Des processus découlant de la CNUED, comme la Déclaration du millénaire des Nations Unies, le Groupe intergouvernemental sur les forêts, le Forum intergouvernemental sur les forêts, la politique et la stratégie forestières révisées de la Banque mondiale et le Forum des Nations Unies sur les forêts reflètent le consensus qui a été atteint. L'approche d'aménagement durable des forêts, adoptée par 150 pays, est un exemple de l'application de la Déclaration de Rio au niveau national.

Dévoilé en mars 2005 et faisant suite à la *vision d'avenir*¹ adoptée deux ans auparavant par les propriétaires forestiers, le projet de développement durable de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent a été conçu et mis de l'avant par les propriétaires de lots boisés ainsi que par les organisations qui les représentent: le Syndicat des producteurs forestiers et la Fédération des organismes de gestion en commun du Bas-Saint-Laurent, en partenariat avec l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées. Il vise à maximiser les retombées qui découlent de la mise en valeur de la forêt privée sur les plans économique, social et environnemental. Ce projet

¹ Adoptée par les propriétaires de boisés de la région et leurs organisations au début de l'année 2003, elle comporte six engagements précis destinés à permettre au secteur de la forêt privée de relever d'importants défis au cours des dix prochaines années.

s'articule autour de 4 volets, regroupant 23 projets, qui couvrent toutes les dimensions liées au développement durable de la forêt privée bas-laurentienne :

1. Par une meilleure connaissance (9 projets)
2. Par l'atteinte du plein potentiel (11 projets)
3. Par la valorisation des emplois (2 projets)
4. Par une plus grande implication dans la transformation du bois (1 projet).

Parmi les neuf (9) projets du volet 1, celui concernant les bénéfices environnementaux qui émergent de la forêt privée a été confié à la Chaire de recherche sur la forêt privée de l'UQAR. Le mandat était clair : mener une étude visant spécifiquement l'évaluation des services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent.

L'idée de base est la suivante : les économistes et les décideurs se sont longtemps focalisés sur les fonctionnalités marchandes des forêts, essentiellement la production ligneuse et faunique, négligeant entre autres les services écologiques et socio-culturels, essentiels à la vie et contribuant au bien-être humain, mais échappant au cadre marchand en raison de leur caractère de biens publics. Cet état des choses est particulièrement néfaste s'agissant des forêts privées. En effet, les propriétaires forestiers privés, en aménageant leurs forêts, concourent à pérenniser cet écosystème pour qu'il continue à fournir des biens et services marchands et non-marchands, bénéficiant à l'ensemble de la collectivité. Or, la quasi absence de marchés classiques pour ces biens et services rend invisible l'apport des forêts privées, et des écosystèmes naturels en général, au bien commun. Effectivement, il est fréquemment admis que les forêts sont précieuses et leur état de santé suscite une inquiétude croissante. Les signes de cette inquiétude se reflètent dans les

débats de plus en plus animés, qui se déroulent dans les instances nationales et internationales, sur la façon de protéger les forêts et de les gérer de façon durable. Outre le bois et les produits non ligneux, les forêts favorisent la captation et la purification de l'eau, purifient l'air, jouent un rôle important en tant que paysage naturel et lieu de détente, sans compter, dans de nombreuses régions, leur valeur symbolique et religieuse. Le contraste entre la valeur élevée attribuée aux forêts dans les débats publics et la contribution reconnue de la gestion forestière au développement des collectivités peut s'expliquer par les nombreux avantages non financiers que les forêts peuvent procurer. Pour réduire cet écart, nous assistons ces dernières années à l'émergence d'une autre approche qui vise à valoriser les multiples fonctions non marchandes de la forêt. D'où le recours à l'évaluation monétaire des services environnementaux.

Celle-ci semble d'ailleurs intéresser de plus en plus le monde scientifique et politique. La littérature scientifique fait état de nombreuses études d'évaluations globales des fonctions environnementales des actifs naturels (Costanza et al., 1997) et des conséquences des changements climatiques (Stern, 2006) ainsi que de nombreuses études de cas dans plus d'une centaine de pays (Amirnejad *et al*, 2006). À l'instar de la Banque Mondiale, de l'Union de conservation de la nature (UICN) et de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE), plusieurs organisations et associations internationales publient régulièrement des rapports d'évaluation économique des services environnementaux et des manuels des méthodes de monétisation.

Cependant, malgré cet intérêt grandissant pour l'évaluation des services environnementaux, le débat entre défenseurs et opposants de la monétisation des actifs naturels et des services environnementaux qu'ils procurent est toujours d'actualité. Pour les premiers, l'évaluation

monétaire des services environnementaux se justifie par le souci de forger un moyen d'action pour mieux protéger l'environnement. L'argument invoqué est connu : c'est parce que l'environnement et les ressources naturelles ne sont pas appréhendés à leur juste valeur que ceux-ci ne sont pas gérés convenablement. Pour les seconds, il est évident « qu'à partir du moment où une ressource naturelle conditionne la vie, elle devient aussi inestimable que la vie elle-même : au sens familier de l'expression, elle n'a pas de prix. Cette conclusion [...] ruine définitivement tout espoir de trouver une évaluation monétaire de la nature qui permettrait de justifier le recours aux mécanismes du marché pour gérer la planète » (Harribey, 2002 : 4)

Concernant spécifiquement les écosystèmes forestiers, le principe 6-c de la Déclaration de Rio² recommande que toute décision concernant la gestion, la conservation et le développement durable de ressources forestières doit bénéficier, dans la mesure du possible, d'une évaluation de ses coûts et avantages environnementaux. Aussi paradoxal que cela puisse paraître, les mouvements écologistes étaient parmi les premiers à reprendre à leur compte ce type d'argumentation économique : la valeur économique élargie de la forêt est un moyen nouveau de justifier sa protection ou, au moins, son utilisation durable (McNeely et al., 1990). Cette ligne de conduite est poussée à son extrême dans un article célèbre où d'éminents écologues se proposent d'estimer « *the value of the world's ecosystem services and natural capital* » (Costanza et al., 1997). L'utilisation de critères économiques devient ainsi déterminante pour attester la pertinence de la gestion durable des ressources forestières. Dans ce nouveau contexte, l'évaluation monétaire des services environnementaux prend alors une importance grandissante puisqu'elle fournit l'élément central de l'argumentation économique. C'est ce lien entre évaluation monétaire des services environnementaux et gestion durable des ressources naturelles que nous

² <http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm> (consulté le 18 novembre 2007).

questionnons dans le cadre de notre thèse en examinant le cas des services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent.

La thèse est structurée en trois grandes parties. La première partie, épistémologique, situe en trois chapitres la problématique de recherche ainsi que les cadres théorique et méthodologique retenus. Dans un premier chapitre, nous tenterons d'illustrer le thème général de notre recherche afin de mettre en évidence les grandes lignes de la problématique au sein de laquelle il s'inscrit. Le problème de recherche spécifique sur lequel notre intérêt s'est porté y sera également précisé ainsi que la pertinence de notre démarche, tant sociale que scientifique. Cette phase complétée, nous pourrons dès lors présenter le cadre théorique qui a guidé notre recherche. Ainsi, dans le second chapitre, situerons-nous notre démarche par rapport aux grands courants paradigmatiques qui animent notre champ de recherche, en l'occurrence le développement régional. Nous nous intéresserons ensuite au concept de développement durable. Nous présenterons une lecture spécifique du concept de développement durable à travers la notion néoclassique de soutenabilité faible. En nous attardant sur le contexte géopolitique international qui a mené à la formulation de ce concept, nous vérifierons l'hypothèse que le développement durable est un compromis largement en faveur de la conception néoclassique de la durabilité. Ensuite, une présentation est faite des diverses conceptions des services environnementaux ainsi que des techniques d'évaluation les concernant. Une tentative d'articulation des différentes notions de notre cadre théorique clôture ce second chapitre. Dans le troisième et dernier chapitre, réservé à notre cadre opératoire, nous chercherons à identifier clairement les questions de recherche et les hypothèses qui en découlent, ainsi que les objectifs que nous souhaitons atteindre. Ce chapitre se termine par une description de la démarche méthodologique retenue.

Après avoir exposé l'articulation théorique et méthodologique de la recherche, la deuxième partie de la thèse rapporte le corpus empirique en trois chapitres. Chaque chapitre sera consacré à l'évaluation d'un des trois services environnementaux retenus, à savoir les services récréatifs, la purification de l'eau et la séquestration de carbone. Après une introduction situant le service environnemental à l'étude, chacun des trois chapitres inclura les outils méthodologiques retenus, les résultats ainsi que leur discussion en insistant sur les limites propres à chacune des méthodes d'évaluation employée.

La troisième partie propose en deux chapitres une discussion autour de la validité de la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux. Dans un premier temps, notre discussion portera sur une première finalité de cette démarche, à savoir celle considérant l'évaluation comme une étude de marché et dont le principal objectif est de déceler de nouvelles possibilités pour le développement territorial. Une seconde finalité, cette fois concernant la prise de décision collective dans le cadre d'une gestion viable des écosystèmes naturels, fera l'objet du dernier chapitre de la thèse.

Enfin, en guise de conclusion, nous ferons un bref retour sur les enseignements principaux de notre démarche de recherche et nous tenterons d'identifier quelques voies possibles pour d'éventuels travaux permettant de faire un pas de plus dans la direction empruntée jusqu'ici.

PARTIE I
PERSPECTIVE THÉORIQUE ET MÉTHODOLOGIQUE

CHAPITRE 1

THÈME DE RECHERCHE ET PERTINENCE

SECTION 1.1 THÈME DE RECHERCHE

Vieille de quelques décennies à peine, la question environnementale – entendue comme menace d'épuisement des ressources naturelles et de dégradation des écosystèmes – occupe la première place des préoccupations de l'opinion publique dans les sociétés technologiquement développées (Prades, 1991). Depuis le rapport Brundtland, le concept de développement durable ou soutenable³ a gagné en visibilité médiatique. Citée pour la première fois par l'Union Internationale de la Conservation de la Nature dans son ouvrage intitulé « Stratégie mondiale de la conservation », publié en 1980, il faudra cependant attendre l'année 1987 et le rapport commandé par les Nations Unies pour que le développement durable gagne ses lettres de noblesse et connaisse, quelques années plus tard, lors de la Conférence de Rio sur l'environnement et le développement, une véritable consécration. Largement diffusé auprès des organisations internationales dans un premier temps, les gouvernements nationaux et internationaux ainsi que les collectivités locales s'en sont saisis à leur tour. Il est très vite devenu un terme « à la mode ».

Défini comme « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (CMED, 1987), le concept de développement durable va au-delà du simple énoncé des limites physiques à la croissance économique. Pour ses promoteurs, son ambition est de rechercher comment, en quels termes et dans quelle proportion, les objectifs socio-économiques, traditionnellement assignés à la croissance économique, peuvent être conciliés avec le souci de la qualité environnementale et les

³ Précisons d'emblée que les deux qualificatifs ont été utilisés dans la traduction française du terme anglo-saxon *sustainable development*. Bien que pouvant prêter à confusion, nous utiliserons quant à nous le terme plus couramment usité de développement durable.

aspirations d'équité intra et inter-générationnelle. Pour simple qu'elle soit, cette définition place néanmoins très rapidement « le développement durable au cœur de trois contradictions difficilement conciliables : compromis entre les intérêts des générations actuelles et celui des générations futures ; compromis entre les priorités des pays industrialisés et celles des pays en développement ; compromis entre qualité de vie et préservation des écosystèmes. » (Mancebo, 2006).

Compromis. Voilà un terme qui sera à la base de notre réflexion concernant le concept de développement durable. Car, à propos de ce concept, c'est bien de négociation dont il convient de parler. Comment expliquer le développement durable autrement que dans la négociation dont il est le fruit historique ? Comment saisir les multiples contradictions qui l'entourent sans se référer au contexte de négociation dans lequel il a vu le jour ? Nous n'aurons d'autres choix que de plonger dans l'histoire du développement durable et particulièrement dans le contexte géopolitique international qui a mené à sa formulation. Nous verrons du même coup, en se basant cette fois sur les rapports historiques entre économie et environnement, que le développement durable n'est pas seulement un compromis, mais un compromis largement en faveur de l'approche néoclassique de la soutenabilité.

Cette thèse, si elle est avérée, pourrait expliquer l'engouement actuel pour l'évaluation monétaire des actifs naturels et des biens et services environnementaux qu'ils procurent : aux critères écologiques (dont le respect paraissait la seule voie pour fonder les choix collectifs en matière de gestion viable du milieu naturel) viennent s'ajouter des critères économiques, qui constituent très vite un argument majeur de la prise de décision collective. L'impératif de la protection de la nature, mise en œuvre principalement par le régime réglementaire dont les instruments sont le

fruit de l'articulation du droit et des sciences de la nature, semble avoir laissé la première place au souci de mieux gérer les ressources et les milieux naturels. Autrement dit, dans la recherche de solutions durables appliquées aux ressources naturelles, on est passé d'une gestion écologique à une gestion économique de la nature. Celle-ci est sommairement décrite par Godard (1989) sous forme de quatre spécificités:

- La nature y est représentée en tant que bien rare et objet d'une demande sociale ;
- la problématique de l'action collective revient à mettre en valeur les ressources et à les gérer avec efficacité ;
- les instruments de politique utilisés sont les mécanismes, les incitations et les contrats économiques ;
- les sciences de l'économie et de la gestion sont les disciplines employées.

Dans ce modèle de gestion de la nature, la question de l'évaluation monétaire occupe une place particulièrement importante. C'est que l'utilisation des critères économiques devient déterminante pour attester la pertinence de la gestion durable des actifs naturels. Dans ce nouveau contexte, l'évaluation monétaire des ressources et des écosystèmes naturels fournit l'élément central de l'argumentation économique. Car, si certains services environnementaux sont bien proposés sur un marché et sont donc dotés d'un prix, la valeur monétaire de la plupart des services environnementaux n'est révélée par aucun marché. Procéder à l'évaluation monétaire, en assimilant toute ressource naturelle à une marchandise, permet donc de faire disparaître l'asymétrie fondamentale entre le marchand et le non-marchand.

Même si la simplicité de la définition du développement durable selon le rapport Brundtland explique largement l'extraordinaire popularité du concept de développement durable (Auclair et

Vaillancourt, 1992), son flou, compte tenu de la complexité et la multiplicité de ses implications, rendent la tâche très difficile lorsque vient le temps de le rendre opérationnel sur le terrain. Néanmoins, si on se fie aux propos de Rada-Donath, c'est peut-être au sein de cette difficile reproductibilité que le concept de développement durable tire sa plus grande force. L'auteur rappelle en effet qu'il faut garder à l'esprit que même si le concept possède une portée globale, il importe que sa prise en charge se fasse localement ou régionalement pour que le modèle proposé demeure pertinent. Le développement durable ne peut se matérialiser qu'à travers ceux qui sont directement concernés, soit au niveau territorial. Les formes qu'il épouse doivent être celles que la collectivité hôte désire lui donner (Rada-Donath, 1994). Ceci a poussé Olivier Godard, pour qui cette définition reste essentiellement temporelle et nécessite donc d'être complétée d'une dimension territoriale, à émettre une proposition complémentaire : « satisfaire les besoins locaux sans compromettre la capacité des entités territoriales de rang supérieur à assurer leur propre viabilité » (Godard, 2005 : 2).

Vu sous l'angle de l'échelle pertinente à son application, le développement durable semble être cohérent avec les principes que met de l'avant le paradigme en émergence en matière de développement régional, celui de développement territorial. Effectivement, « Le concept de développement territorial s'inscrit en rupture avec une tradition plus longue d'études en développement régional » (Jean, 2008 : 11). Cette rupture implique une « révolution intellectuelle » selon l'expression de Philippe Aydalot, pour qui « Un tel développement impose la rupture avec la logique fonctionnelle de l'organisation de la vie économique et propose de revenir à une vision « territoriale » : c'est dans le cadre local, par la mise en valeur des ressources locales et avec la participation de la population que le développement pourra réellement répondre aux besoins de la population » (Aydalot, cité par Jean, 2008 : 4). Cependant, bien qu'au niveau

des grands principes, ces deux champs de connaissance montrent une certaine cohérence, « Le développement régional [ou plutôt le développement territorial] n'est pas mécaniquement porteur de développement durable. Il existe même des formes de développement régional qui sont manifestement non durables. » (Godard, 2005 : 3). Les exemples de tels modes de développement ne manquent pas : le rôle important des régions américaines du Midwest exploitant le charbon dans la non-ratification du protocole de Kyoto par les États-Unis; les régions à mono-activité qui ont vécu pendant un temps sur l'exploitation d'une rente qu'ils ont dissipée, telle que les ressources de la forêt gérée comme une mine de bois ; les régions agricoles hyper-spécialisées dans l'élevage porcin intensif dont le succès économique s'est obtenu au détriment de l'environnement et de la qualité de vie des communautés locales, etc.

Parallèlement à l'émergence de ces préoccupations environnementales, on assiste depuis quelques années à un certain engouement de la part des responsables locaux et régionaux pour la valorisation des services environnementaux des actifs naturels. Ainsi, « La valorisation du patrimoine et de l'environnement s'inscrit de plus en plus comme un enjeu incontournable du processus de développement territorial. » (Gagnon et al., 2008). Celle-ci semble répondre à un double objectif : faire face au marasme socio-économique touchant de façon plus marquée les milieux non-métropolitains dont la base économique est plus souvent qu'autrement liée aux ressources naturelles et inscrire les projets de développement dans le registre de la durabilité.

Cependant, la difficulté centrale demeure l'assignation d'un prix de marché alors que de nombreux services environnementaux n'en sont pas dotés. Il existe alors deux possibilités d'apprécier leur valeur économique: il est possible, en précisant les droits de propriété et les règles de responsabilité sur l'environnement, de réunir les conditions pour qu'un service

environnemental soit assimilé à un bien économique standard qui, désormais échangé par les agents économiques sur un marché, acquiert un prix qui va réguler son usage (marchés de carbone par exemple); ces conditions d'appropriation privative étant rarement réunies, il est nécessaire d'élaborer des méthodes permettant d'estimer la valeur économique de ces services environnementaux; d'où l'importance accordée actuellement aux possibilités d'évaluation du patrimoine naturel (Pearce et Markandya, 1989).

Il m'apparaît pertinent, compte tenu de ce qui vient d'être soulevé, de questionner la place de l'évaluation des services environnementaux dans le cadre de la gestion durable des ressources naturelles. Le sujet que nous proposons de traiter porte donc sur les possibilités d'évaluation monétaire des services environnementaux et le rôle d'une telle évaluation dans la gestion viable des actifs naturels. Le cas de trois services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent nous servira d'illustration.

Ce problème de recherche nous a conduit à formuler une première question de recherche. Celle-ci nous a rapidement amené à la formulation de deux questions de recherche supplémentaires. En réponse à ces questions, nous avons élaboré une hypothèse que nous allons tenter de vérifier au cours de notre démarche de recherche. Nous exposerons ces questions de recherche dûment formulées, ainsi que l'hypothèse qui en découle, au chapitre 3. Auparavant, nous aurons bien entendu exploré les divers concepts qu'elles mettent en relation de manière à dégager leur ancrage paradigmatique. Ce tour d'horizon nous mènera à présenter nos choix méthodologiques. Mais avant de nous y plonger, interrogeons-nous d'abord sur la pertinence de notre démarche de recherche.

SECTION 1.2 PERTINENCE DE LA RECHERCHE

Évidemment, une démarche de recherche universitaire de cycles supérieurs doit s'avérer pertinente d'un point de vue académique en ajoutant une brique au vaste « édifice de la connaissance » en constante progression. Mais, nous croyons également qu'elle doit contribuer, dans la mesure des moyens qui la soutiennent bien sûr, à l'amélioration de la qualité de vie des être humains. À sa pertinence scientifique doit donc s'ajouter une pertinence sociale. La démarche de recherche que nous avons menée comporte, selon nous, une portée sociale indéniable. En effet, elle contribue à l'avancement des connaissances sur des questions qui ont un impact majeur sur l'utilisation durable des ressources naturelles et sur la qualité de vie des citoyens du Bas-Saint-Laurent, l'une des régions québécoises où l'exploitation des ressources naturelles constitue encore un apport économique significatif.

D'entrée de jeu, nous sommes d'avis que la pertinence d'une démarche de recherche visant l'amélioration des conditions de mise en oeuvre du développement durable est, d'un point de vue global, difficilement discutable. La recherche d'une qualité de vie meilleure et la sauvegarde du patrimoine naturel mondial, nous apparaissent des enjeux prioritaires. D'ailleurs, tout indique que cette nécessité fait désormais l'objet d'un vaste consensus à l'échelle mondiale. Elle a récemment été réitérée, à travers les textes de l'Agenda de la Haye pour la paix et la justice au 21^{ème} siècle, par des centaines d'organisations de la société civile, venant d'un peu partout dans le monde et représentant des millions de citoyens. Ceux-ci ont réaffirmé que l'« un des grands défis auxquels doit faire face l'humanité à la veille du troisième millénaire [est de] progresser dans l'utilisation durable et équitable des ressources naturelles [en trouvant de] nouvelles voies de développement durable. » (Nations Unies, 2000).

Plus près de chez nous, on peut lire dans la Stratégie gouvernementale du développement durable 2008-2013 du gouvernement du Québec⁴ :

Afin d'assurer le bien-être des générations futures, il convient de veiller à ce que les décisions prises aujourd'hui, notamment en ce qui concerne la culture, les biens patrimoniaux, l'usage du territoire et des ressources soient socialement, économiquement et écologiquement responsables.

Au niveau régional, et particulièrement pour des territoires qui ont toujours été tributaires des ressources naturelles malgré des efforts constants de diversification de la base économique traditionnelle, la question de la maîtrise des ressources naturelles et de leurs retombées se pose aujourd'hui avec acuité. Si par le passé l'exploitation des ressources naturelles n'a pas toujours été exemplaire et soucieuse du mieux-être collectif, les responsables locaux reconnaissent aujourd'hui que ce capital naturel recèle de nos jours de réelles occasions de développement. Mais encore, pour tirer profit de ces occasions, faut-il faire les choses différemment puisque la région n'en récoltera pas tous les bénéfices escomptés si de telles pratiques perdurent.

Si le projet de recherche que nous proposons est socialement pertinent, son apport à la science s'avère, de notre point de vue, tout aussi important. En effet, nous croyons qu'il s'intègre fort bien aux préoccupations qui animent aujourd'hui une bonne partie de la communauté scientifique puisqu'il embrasse des concepts actuels comme le développement durable, le développement territorial et l'évaluation des services environnementaux. En ce qui a trait à son caractère actuel, nul besoin de fournir d'interminables explications. Il est en effet difficile de ne pas remarquer que la présente démarche s'inscrit au cœur de débats qui captent en ce moment l'attention des

⁴ Voir le site Internet du ministère québécois du Développement durable, Environnement et Parcs : http://www.mddep.gouv.qc.ca/developpement/strategie_gouvernementale/strat_gouv.pdf.

chercheurs, non seulement en développement régional, mais dans l'ensemble des sciences naturelles et sociales. Or, si la littérature théorique commence à être abondante à ce sujet, certaines des méthodes d'évaluation des services environnementaux sont développées depuis plus de 50 ans (Adamowicz, 2004), les recherches appliquées sur le terrain demeurent nettement insuffisantes. Au Québec, il existe peu d'évaluations de ce genre. Le présent projet, effectué en partie sous la forme d'évaluation de trois services environnementaux, espère donc contribuer, en toute humilité, à combler ce manque évident à l'échelle du Québec.

Il existe depuis quelques décennies, une littérature fort abondante traitant des liens à tisser entre environnement et développement. La réussite du concept de développement durable n'est d'ailleurs pas étrangère à cette volonté. Or, force est d'admettre qu'après une première phase d'appropriation critique de ce concept-vedette, l'heure est à sa mise en application. Cet effort d'opérationnalisation, à notre sens, a relégué au second plan la question de la pertinence même du concept de développement durable. Nous croyons, à la suite d'auteurs comme Harribey (2002) et Latouche (1994) que ce vide encourage le risque de voir s'installer une gestion marchande de la planète dont l'évaluation monétaire mal encadrée constitue un élément central.

En regard des travaux des quelques chercheurs dont nous venons de faire mention, il apparaît évident que l'intérêt scientifique pour ce thème de recherche est bien réel. Quoi qu'il en soit, le fait qu'un sujet soit à la mode ne suffit pas à le rendre pertinent et intéressant dans une perspective d'avancement de la connaissance. Il doit permettre de repousser les limites du savoir en innovant, non seulement par l'originalité des informations produites, mais aussi par celle de son approche. Le projet de recherche que nous avons mené avait pour objectif de faire progresser la science sur ces deux niveaux. En effet, nous avions pour but de recueillir des données inédites

sur le terrain tout en privilégiant une approche en émergence, celle de l'intégration des connaissances par l'interdisciplinarité.

Le prochain chapitre analysera les concepts qui, selon la problématique retenue, sont à la base de notre recherche avant de s'attarder sur la description de notre cadre opératoire.

CHAPITRE 2

CADRE THÉORIQUE

Pour l'essentiel, le cadre théorique remplit une double fonction : établir le cadre général dans lequel se situe la recherche et permettre d'interpréter les résultats auxquels elle arrive. Malheureusement, il n'est tout simplement pas possible de parvenir à une sorte de vision unifiée, capable d'éclairer dans une grande synthèse tout le dossier de l'évaluation monétaire de l'environnement en lien avec le développement durable. Nous nous efforçons cependant à faire du chemin en ce sens.

Le cadre théorique de notre recherche comprend donc l'étude d'un ensemble cohérent de concepts fondamentaux que sont le développement régional, le développement durable et l'évaluation monétaire des services environnementaux. Cette étude tentera de rendre compte de notre propre lecture de ces différents concepts ainsi que des liens qui peuvent les unir. Ce dernier point clôtura notre volet théorique.

SECTION 2.1 LE DÉVELOPPEMENT RÉGIONAL

À l'heure actuelle, il semble n'exister aucune théorie du développement régional qui soit à la fois globale, généralement reconnue et concrètement applicable. Comme le souligne Lipsey :

Malgré l'intérêt que nous portons au développement et aux problèmes régionaux [...], nous n'avons pas vraiment de théorie fondamentale à cet égard. Nous ne savons pas ce qu'il faut faire ni à quelles conditions l'égalité régionale peut être obtenue. Cependant, nous définissons l'égalité et nous ignorons quel degré d'inégalité régionale est inévitable (cité dans Savoie et Raynauld, 1986 : 5).

De façon plus globale, Rist émet les mêmes doutes concernant le développement :

Le principal défaut de la plupart des pseudo-définitions du 'développement' tient au fait qu'elles sont généralement fondées sur la manière dont une personne (ou un ensemble de personnes) se représente(nt) les conditions idéales de l'existence sociale. (...) Si le 'développement' n'est qu'un terme commode pour résumer l'ensemble des vertueuses aspirations humaines, on peut conclure immédiatement qu'il n'existe nulle part et qu'il n'existera probablement jamais ! (Rist, 1996 : 22-23).

Le développement est devenu une préoccupation théorique et politique au lendemain de la seconde guerre mondiale avec l'émergence sur la scène internationale des pays nouvellement indépendants issus de la décolonisation. Les premiers programmes destinés à pallier le « sous-développement » de ces pays furent largement influencés par la pensée économique néo-classique. De nombreux auteurs et économistes s'appuyaient notamment sur le modèle de croissance datant des années 1930 selon lequel le développement était essentiellement une question d'accumulation du capital et d'investissements productifs. On peut avancer sans risque de se tromper qu'une vision purement économique a fortement et longtemps marqué les politiques nationales et régionales de développement surtout après la deuxième guerre mondiale.

Or, après des décennies d'application, le modèle de développement traditionnel qui avait prévalu jusqu'alors ne pouvait guère se vanter d'être parvenu à réaliser de véritables progrès en matière d'amélioration des conditions de vie des plus démunis. De nombreux auteurs ont alors commencé à réfléchir et à proposer de nouvelles approches de développement, dans lesquelles notamment les populations et les communautés joueraient un rôle plus important. Ce mouvement allait donner naissance à une nouvelle approche de développement dans laquelle les besoins des individus seraient davantage pris en compte et où la participation des citoyens deviendrait un impératif du processus de développement. La vision du monde à la base des théories néo-

classiques fut vivement contestée par un grand nombre d'auteurs qui désapprouvèrent les postulats sur lesquels se basait l'approche orthodoxe du développement. Ces économistes tiers-mondistes pour la plupart, tels que Prebisch, Baran, Franck, Singer ou encore Amin ont très tôt fait une distinction entre croissance économique et développement, en introduisant de nouvelles notions telles que celles de domination et de désarticulation. D'autres auteurs ont proposé de nouveaux modèles de développement. Ainsi, dans un ouvrage qui a connu un succès planétaire, et dont le titre est devenu un des nouveaux slogans du développement (*Small is beautiful*), Schumacher⁵ vantait les mérites d'un modèle de développement économique à plus petite échelle, plus proche des populations et plus adapté aux différents contextes locaux. Sont apparus alors de nouveaux concepts tels que celui de « développement alternatif », de « développement à visage humain », de « développement à la base », de « développement endogène », de « développement local » ou encore celui de « développement participatif ». Le point commun entre ces différentes appellations était qu'elles cherchaient toutes à replacer les dimensions humaines et sociales du développement au cœur du débat. Une nouvelle approche du développement est ainsi apparue au milieu des années 1970.

En schématisant à l'extrême, on peut affirmer que l'évolution de la notion de développement s'est faite de la façon suivante : alors que, jusqu'à une date encore récente, il s'assimilait à la croissance et se mesurait en PIB, le développement embrasse aujourd'hui tous les aspects de la vie de l'homme. En matière de développement régional, cette évolution peut prendre les allures d'un passage d'une approche fonctionnelle à une approche territoriale. Il convient toutefois de souligner le caractère analytique de la distinction qui ne devrait pas conduire à une vision

⁵ Dans les années 70, l'économiste américain Schumacher publiait "*Small is beautiful*" et sous-titrait : « Pour une économie qui se préoccuperait des gens ».

dichotomique des processus de développement. Alain Lipietz, se basant sur une citation de François Braudel voulant que « l'histoire, c'est 95 % de déterminisme et 5 % de liberté » n'hésite pas à dire que « ces 5 %, c'est le développement local. Ce qui suppose une claire conscience des déterminants structureaux qu'il faut surmonter ou contourner.» (Lipietz, 2002). Pour notre part, nous n'irons pas jusqu'à évaluer les pourcentages respectifs de chacune des deux approches, mais nous demeurons convaincus de la pertinence de mieux les articuler.

Le modèle de développement fonctionnel prend son fondement dans la « théorie économique néoclassique, basée sur la dotation initiale de ressources et la spécialisation des régions dans une branche d'activités. Cette vision, fort déterministe, a beaucoup influencé la plupart des gouvernements et cela à la faveur de la croissance (Proulx, 1995). En effet, c'est cette logique du développement qui a marqué les politiques de développement régional dans les pays industrialisés jusqu'aux années 1970 pour remédier aux disparités régionales.

Ces interventions faisaient bien sûr écho à plusieurs théories dont le but était précisément de fournir une explication à ces disparités et de proposer des moyens pour y faire face. Parmi ces théories, celle qui est le plus fréquemment mentionnée est *la théorie des pôles de croissance*, considérée comme la seule véritable théorie en matière de développement régional (Jean, 2008). Partant de l'observation de l'inégale distribution de la croissance, François Perroux, à qui l'on doit une première formulation de cette théorie en posa ainsi les bases : « Le fait grossier, mais solide, est celui-ci: La croissance n'apparaît pas partout à la fois, elle se manifeste en des points ou pôles de croissance avec des intensités variables; elle se diffuse par différents canaux et avec des effets terminaux variables pour l'ensemble de l'économie ». (Perroux, 1955 : 143). Son objectif n'était pas seulement de dire que l'espace est un facteur économique au sens où la distance est un coût et

la dimension une condition nécessaire d'un processus cumulatif de croissance et qu'à ces deux titres il doit être intégré dans la théorie économique. C'est plutôt reconnaître que les flux économiques se concentrent en des points et se diffusent selon des axes dont la localisation, le fonctionnement et l'articulation obéissent à des lois qu'il convient de déterminer si l'on veut non seulement expliquer la croissance économique mais aussi la maîtriser.

En fait, Perroux définit le pôle de croissance dans un espace économique et non dans un espace géométrique. Pour lui, le pôle est ainsi constitué par un ensemble « d'industries motrices » :

Le pôle serait donc le fruit des effets transmis par la macro-unité qui suscitent des initiatives dérivées de la part de micro-unités. [...]. Les impulsions issues des unités motrices se propagent auprès des unités dépendantes qui sont mues par des signaux qui leur parviennent de l'extérieur et leur impose des réactions amplifiant les effets directs émis initialement par les unités motrices (Aydalot, 1985 : 127).

Après un succès retentissant jusqu'au milieu des années 1980, avec le rapport HMR⁶ au Québec par exemple, le concept de pôle de croissance a graduellement perdu de son attrait : la diffusion attendue n'a pas été au rendez-vous. Plusieurs auteurs, dont Bruno Jean (1989), soutiennent que la théorie des pôles de croissance met l'accent sur l'hégémonie politique du centre sur les périphéries, laquelle permet aux relations économiques inégales de se maintenir. La périphérie se trouve alors doublement pénalisée: premièrement du fait que ses ressources telles que la main-d'œuvre et les matières premières alimentent un développement qui se fait d'abord au centre; deuxièmement, elle reste dépendante du centre qui lui livre des produits coûteux, en raison des

⁶ Sa thèse centrale voulait que « le renforcement de l'économie de toutes les régions québécoises doit désormais passer par le renforcement de l'économie montréalaise [...]. La conclusion s'imposait d'elle-même : pour renforcer l'ensemble du Québec, il fallait investir dans la région montréalaise » (Polèse et Shearmur, 2003 :63).

coûts de transport et de la valeur ajoutée sur des produits industriels finis. « Le développement des centres apparaît alors comme corrélatif au sous-développement relatif des régions périphériques » (Jean, 1989 : 19). C'est que, comme le constate Proulx, « les déséconomies d'agglomération et les effets pervers du drainage de la périphérie sont souvent importants en regard des effets bénéfiques de la polarisation » (Proulx, 1995 : 45).

Ces critiques à l'endroit de la théorie des pôles de croissance font partie des principaux reproches formulés, entre autres par Jean (1989), Savoie et Raynauld (1986) et Stöhr (1984), à l'égard des politiques découlant du paradigme fonctionnel du développement régional :

- un modèle de développement de croissance quantitative relativement uniforme;
- l'absence de prise en considération des aspects sociaux, politiques et écologiques;
- l'écémage des ressources régionales;
- la prise de décision économique et politique au niveau supérieur de l'échelle hiérarchique;
- la désintégration régionale (fuite des capitaux et de la main-d'œuvre) et l'affaiblissement des capacités de régulation et d'autodéveloppement.

Ce constat d'échec des politiques de développement au niveau régional avait déjà fait l'objet, dès le début des années 1970, de plusieurs réactions au niveau international concernant, cette fois-ci, le sort de l'humanité toute entière : le rapport du Club de Rome invitant à un arrêt de la croissance ; la Déclaration de Stockholm issue de la Conférence internationale sur le développement et l'environnement insistant, pour la première fois, sur la nécessité de lier économie et environnement ; le rapport Brundtland vulgarisant le concept de développement durable, le Programme des nations unies pour le développement (PNUD) introduisant le concept de développement humain (IDH).

Cette remise en cause généralisée, confortée par la crise économique des années 1980, a participé à l'émergence de nouvelles approches basées sur une logique territoriale qui propose de mettre davantage l'accent sur les dynamismes endogènes des populations à la base. Plusieurs approches ont ainsi vu le jour : « petite échelle » (Schumacher, 1973), « communautés autonomes » (Timbergen, 1976), « besoins de base » de la population (Ghai et Alfthan, 1977), « mobilisation des ressources » (Goulet, 1978), « espace vécu » (Frémont, 1979) et « écodéveloppement » (Sachs, 1980).

C'est dans ce cadre qu'il faut situer le développement territorial dont le fondement est lié au changement survenu dans la perception même du territoire. Selon Jean, « avec la notion de développement territorial, les sciences sociales, dans une perspective multidisciplinaire et interdisciplinaire, se donnent les moyens de reconnaître l'importance du territoire, non seulement comme une réalité biophysique bien tangible, mais aussi comme une construction sociale » (Jean, 2008 : 12). En effet, les auteurs qui revendiquent l'usage de ce concept font unanimement le constat d'une progression dans la compréhension des mécanismes de l'organisation territoriale.

C'est que le terme de territoire est longtemps resté attaché à l'espace national et à son aménagement. La première étape a donc consisté à reconnaître, en rupture avec les hypothèses de l'économie standard, que le développement économique ne concerne pas l'espace national de façon homogène mais qu'il se produit prioritairement en certains lieux. Ainsi est née l'économie spatiale. Cependant, toute description d'une économie régionale (a fortiori nationale) ne nécessite pas de recourir au concept de territoire. Les performances économiques d'un pays ou d'une région peuvent être expliquées en se limitant aux caractéristiques de son industrie (secteurs de spécialisation, degré de concurrence sur les marchés, état de la demande) et à un ensemble de

facteurs partiels ou d'institutions susceptibles de créer des avantages ou des handicaps (salaires, éducation, innovation, technologie, etc.). Telle est par exemple l'approche préconisée par le schéma de « l'avantage concurrentiel des nations » (Porter, 1993) qui n'utilise pas la notion de territoire et pour qui l'espace national ou régional n'existe qu'à travers les facteurs économiques qui pèsent sur la compétitivité des firmes.

Les héritiers de Christaller, Boudeville, Isard et Perroux ont dépassé les théories des lieux centraux et des pôles de croissance en formulant l'hypothèse d'un développement régional endogène essentiellement fondé sur le comportement des entrepreneurs capables dans certaines configurations (intégration, coopération, spécialisation flexible) d'organiser des systèmes productifs ou industriels nationaux ou locaux. On franchit alors une seconde étape qui prolonge la première et tire toutes les conséquences du constat de la concentration spatiale des activités économiques. La proximité géographique n'est pas seulement source de réduction des coûts de transport, elle ouvre la possibilité d'une représentation multidimensionnelle de l'organisation territorialisée de la production. L'organisation territoriale des activités économiques réalise un dosage subtil de concurrence et de coopération ainsi que de politiques publiques et bénéficie *in fine* d'une large gamme d'externalités positives sources d'économies d'échelle externes et de rendements croissants. C'est cette étape qui débouche sur la masse considérable de travaux théoriques et empiriques : districts industriels, systèmes productifs localisés, cluster, technopoles, etc. Tous ces travaux ont en commun d'évoquer la participation d'institutions non spécifiquement économiques dans le processus de développement mais sans s'y attarder. L'approche est multidimensionnelle mais privilégie nettement les variables économiques.

La troisième étape dépasse la justification d'une organisation territoriale par l'agglomération ou la concentration géographique des activités et insiste sur les conditions institutionnelles locales du développement et sur le rôle des acteurs locaux au-delà des entreprises réunis autour d'un projet et d'une stratégie commune (Pecqueur, 1996 ; Gouttebel, 2001 ; Courlet, 2001). C'est ici la qualité des relations et la proximité institutionnelle qui explique le dynamisme économique d'une région. Ce niveau d'analyse qui définit le territoire comme une construction « socio-territoriale » collective, se concentre sur la faculté des acteurs à se coaliser autour d'un objectif commun, pour assurer le re-développement (Grefe, 1992), à entretenir une dynamique économique en dépit parfois de la disparition de pans entiers d'activités industrielles. Les ramifications de ce troisième groupe sont très nombreuses. Il intègre par exemple toute la littérature sur le développement local, les systèmes industriels localisés, les milieux innovateurs et systèmes régionaux d'innovation. Un autre sous-ensemble de travaux est consacré à l'analyse des structures socio-économiques qui favorisent le développement, sur la capacité de certaines formes d'organisation territoriales à innover. À partir des travaux précurseurs d'Aydalot (1986), du GREMI⁷, de Piore et Sabel (1989), une génération d'économistes est partie à la recherche des clefs du succès, des formules d'organisation territoriales performantes et innovantes (Benko et Lipietz, 1992; Gilly et Torre, 2000). Les travaux sur les mécanismes territoriaux de l'innovation sont nombreux, ils déboucheront entre autres sur les notions de systèmes régionaux d'innovation et de régions apprenantes (*learning region*). Tout se passe comme si l'analyse économique était obligée de reconnaître, à l'encontre des postulats fondateurs de la discipline, que le cœur explicatif des performances économiques obtenues par une organisation territoriale (créativité, innovation,

⁷ Le Groupe de Recherche Européen sur les Milieux Innovateurs, créé en 1984 par Philippe Aydalot, réunit à son origine une vingtaine d'équipes de chercheurs européens et nord-américains qui veulent étudier les relations entre innovation technique et territoire. En effet, l'observation de nouvelles dynamiques spatiales, que Philippe Aydalot a pu qualifier de « retournement spatial », après le recensement français de 1982, conduit ces chercheurs à réinterroger les fondements du développement économique régional et le rôle que joue l'innovation dans ce développement. Ce qui entraîne un intérêt nouveau pour le rôle du territoire dans ces évolutions.

apprentissage, flexibilité, etc.) résidait dans une définition hybride du territoire associant facteurs économiques et extra-économiques. Les performances économiques ne constituent pas les seuls critères de l'organisation territoriale.

Un quatrième courant de pensée considère donc que l'organisation territoriale, au sens large, intégrant les dimensions historiques et socioculturelles est nécessaire à l'explication des performances socio-économiques mais que la culture du développement qui en résulte n'est qu'une dimension parmi d'autres de la culture régionale ou locale. Le territoire est défini comme un phénomène complexe, un « fait social total ». L'essence du territoire réside ici davantage dans la façon originale (non reproductible ou non facilement transposable) pour une communauté donnée, de mobiliser un ensemble d'actifs, de ressources, pour gérer le plus harmonieusement possible les contraintes que l'économie mondialisée fait peser sur elle (Proulx, 1998). La volonté collective d'œuvrer au renforcement de la compétitivité des entreprises, s'accompagne d'autres finalités qui utilisent des moyens économiques pour parvenir à d'autres fins (maintenir une identité, une langue, etc.).

Nul besoin de s'attarder ici sur chacune des nombreuses modalités du développement territorial : développement local, développement endogène, développement par la base, développement communautaire, etc. Notons seulement que toutes mettent en valeur ce rôle actif des territoires, eux-mêmes représentés non comme des supports au développement mais comme des productions sociales soutenant le développement des régions. Le développement territorial est ainsi conçu comme un nouveau mode de « développement centré sur l'idée d'une économie organisée pour et par les membres de communautés localisées » (Planque, 1983 : 7). Il vise donc l'appropriation de tout le processus du développement par la population concernée.

On peut résumer ce qui précède en disant qu'en réaction au modèle fonctionnel, s'est érigé le modèle territorial de développement qui « impose la rupture avec la logique fonctionnelle de l'organisation de la vie économique et propose de revenir à une vision « territoriale » : c'est dans le cadre local, par la mise en valeur des ressources locales et avec la participation de la population que le développement pourra réellement répondre aux besoins de la population » (Aydalot, 1985 : 108).

Nous pensons toutefois que le développement territorial ne peut plus ignorer la dimension environnementale. C'est sur la base de ce constat que Bruno Jean propose le concept de développement territorial durable puisque « les grands principes du développement durable et ceux que portent les nouvelles théories du développement territorial ne sont pas si éloignées sur le plan épistémologique et se rejoignent sur un point fondamental, soit la reconnaissance des capacités des acteurs sociaux qui construisent quotidiennement des territoires où s'articulent une pluralité de logiques de développement » (Jean, 2008 : 8). Mais avant d'explorer la nature de ces liens, voyons tout d'abord le concept de développement durable.

SECTION 2.2 LE DÉVELOPPEMENT DURABLE

On peut faire remonter les premières formulations de l'idée de développement durable à la fin du 19^{ème} siècle quand les sociétés industrielles ont commencé à se préoccuper des effets sur l'environnement de la pollution, de l'utilisation intensive des ressources naturelles et de la difficile préservation de celles-ci face à des demandes économiques et sociales pressantes (Vaillancourt, 1995). Mais c'est à la fin de la décennie 1980 que le concept a été popularisé par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement. Au lieu d'une progression

harmonieuse de la prise en compte de la question environnementale, ce rapport marque au contraire une rupture. Par son optimisme, il rompt avec une série de rapports pessimistes sur l'état de l'environnement mondial : non seulement ceux qui déplorent que la croissance démographique est peu contrôlée, mais également ceux qui s'interrogent sur le bien-fondé du développement pour tous, conçu comme l'accession au niveau de vie américain, riche en biens et services, mais aussi abondant en impacts environnementaux et lourd en empreinte écologique (Guay et al., 2004). Durant ce temps, il y a eu une évolution dans la façon selon laquelle l'environnement s'est constitué en objet d'étude de la science économique, passant du statut de support nécessaire aux activités humaines pour les physiocrates à celui de « bien marchand », conception qui est au centre des raisonnements de l'économie néo-classique.

Cette section a pour objectif de valider la thèse selon laquelle le développement durable est le fruit d'un compromis largement en faveur de la conception néo-classique de la soutenabilité. Notre argumentation se fera en deux temps. D'abord, nous verrons que le développement durable est le résultat d'une longue négociation aboutissant à un compromis. Ensuite, une comparaison avec la conception néo-classique de la soutenabilité appuiera notre hypothèse, à savoir que ce compromis est largement en faveur de la soutenabilité faible.

2.2.1 LE DÉVELOPPEMENT DURABLE : UN COMPROMIS

La Conférence Mondiale des Nations unies sur l'Environnement qui s'est tenue à Stockholm en 1972, avait prévu la mise en place de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement. Celle-ci a commencé ses travaux en 1984 et avait comme mandat d'établir « un

programme global de changement » que l'Assemblée générale des Nations unies lui avait commandé. En 1987, la Commission a présenté son rapport *Notre avenir à tous*. Il résume par une formule simple la réflexion alors menée sur les conditions du développement : au lieu de chercher à maximiser ses activités économiques, l'humanité doit s'orienter vers le développement durable. L'expression, qui connaît dès lors un immense succès, était apparue sept ans plus tôt dans le sous-titre d'une étude préparée par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature : *Stratégie mondiale de la croissance : La conservation des espèces vivantes au service du développement durable*.

Le développement durable apparaît ainsi comme un engagement au plus haut niveau international d'une tentative de conciliation entre les intérêts divergents de la protection de l'environnement et du développement socio-économique mondial. Dans les pages qui vont suivre, nous nous attèlerons donc à démontrer que le développement durable, tel que conçu par le rapport Brundtland, est le résultat d'une recherche de consensus à travers la création d'une *valeur nouvelle*, comprise dans le sens que lui réservent les théoriciens de la négociation⁸.

Face aux inquiétudes concernant la capacité de la terre de soutenir un mode de développement tel que celui issu de la révolution industrielle, une prise de conscience a émergé progressivement pour se structurer autour des premiers mouvements en faveur de la protection de la nature avant de se consolider à la fin des années 1960.

⁸ Lax et Sebenius considèrent que, dans un processus de négociation, les gestes coopératifs ont tendance à créer de la valeur, alors que les manœuvres compétitives cherchent à obtenir un avantage individuel (et donc à revendiquer des valeurs existantes). Lax, D.-A. et Sebenius, J.-K. 1995. *Les gestionnaires et la négociation*. Gaetan Morin, CETAI, 438 p.

Serge Latouche prétend que le développement durable n'est rien d'autre que le « processus de reproduction [...] qui a régné sur la planète, en gros jusqu'au 18^{ème} siècle, sans que l'on n'ait besoin de le nommer » (Latouche, 1994 : 80). Cette référence explicite au 18^{ème} siècle coïncide bien entendu avec le début de la révolution industrielle et les bouleversements sociaux et écologiques qu'elle a entraînés. Et c'est dans ce contexte qu'apparaît pour la première fois la notion de *gestion en bon père de famille*, appliquée notamment à la gestion des milieux naturels. Aubry et Rau, prônant une gestion équilibrée des ressources, recommandent dès 1836 « la transmission de génération en génération d'un patrimoine, si ce n'est fructifié, pour le moins conservé dans son état et non dégradé » (cités par Denault, 1997).

L'ambivalence entre les systèmes économique et naturel va aller en grandissant au cours des 19^{ème} et 20^{ème} siècles, donnant naissance au courant naturaliste. La première concrétisation de cette prise de conscience du problème écologique va ainsi se matérialiser à travers les premières actions ponctuelles de protection des milieux naturels ou espèces animales : création des grands parcs naturels nationaux aux États-Unis, création des premières associations à vocation de protection d'espèces animales et végétales. Ce mouvement émergent, stoppé dans son élan par les deux guerres mondiales, renaîtra finalement à la suite de la seconde guerre mondiale, dans le contexte de la reconstruction et de la décolonisation. L'Union Internationale pour la Protection de la Nature (aujourd'hui l'Union internationale pour la conservation de la nature –UICN) est ainsi créée en 1948 sous l'égide de l'UNESCO.

Plusieurs événements vont concourir à accélérer la prise de conscience du problème écologique à partir de la fin des années 1960. Au rang de ces facteurs, on peut évidemment citer le bombardement nucléaire d'Hiroshima qui, à partir de 1945, fait peser sur l'Humanité la menace

d'une catastrophe nucléaire, changeant radicalement la perception du rapport de force entre l'Homme et son environnement naturel. La possibilité technologique qui est donnée à l'Homme de détruire la Terre, amplifiée par le contexte politique international de la Guerre froide, donne soudain un caractère extrêmement fragile à la planète. De façon tout aussi certaine, la multiplication des accidents technologiques et la médiatisation accrue des incidences néfastes des activités humaines sur la santé et l'environnement vont faire émerger un mouvement de protestation au sein des pays occidentaux, souvent porté par des personnalités publiques comme le commandant Cousteau⁹ en France ou encore Rachel Carson¹⁰ aux États-Unis. Enfin, le troisième événement majeur de cette prise de conscience est sans doute la conquête de la Lune en juillet 1969. Cet événement sur-médiatisé, vécu en direct par des centaines de millions de personnes tout autour de la Terre, va soudainement faire prendre conscience de l'appartenance commune des hommes à cette planète qui, pour la première fois, apparaît de l'extérieur comme un monde clos, « une orange bleue, un petit vaisseau aux dimensions finies » pour reprendre l'expression de Christian Brodhag (1990 : 21). Au-delà de l'aspect fragile, déjà révélé par Hiroshima et la course à l'armement nucléaire, c'est bien ce côté limité de la terre qui apparaît de façon spectaculaire.

Plus que n'importe quel autre auteur, c'est sans doute James Lovelock¹¹ qui, par son travail sur l'hypothèse Gaïa, va le mieux révéler cette dimension d'interdépendance des êtres vivants sur le système Terre. En décrivant la Terre comme une entité vivante autonome, capable de

⁹ Jacques-Yves Cousteau et Louis Malle connaissent notamment un succès retentissant avec la sortie du film « Le Monde du silence » en 1956, faisant découvrir au grand public la beauté des fonds marins et leur extrême vulnérabilité.

¹⁰ Rachel Carson, médecin américain, publie *Silent Spring* en 1962, manifeste qui connut un grand succès public et dans lequel elle dénonce les destructions dont se rend coupable la société occidentale, productiviste et techniciste.

¹¹ Lovelock J. (1993 nouvelle édition) *La Terre est un être vivant : l'hypothèse Gaïa*, Flammarion, 183 p.

s'autoréguler et de réagir aux agressions externes, il suggère à la fois la fragilité de l'écosystème terrestre et la vulnérabilité de l'espèce humaine. C'est ainsi que catastrophes écologiques, menaces technologiques, rétrécissement des distances géographiques, sensibilisation du grand public et cris d'alerte vont se succéder et aboutir vers la fin des années 1960 à l'émergence d'une vision radicalement différente de la planète Terre, qui passe dans l'inconscient collectif de l'image d'une immensité sans fin à celle de la fragilité. Cette image a bien entendu permis de révéler le caractère interdépendant des activités menées sur cet écosystème terrestre (interdépendance de ces activités entre elles, mais également entre ces activités et l'écosystème). Une interdépendance sur laquelle va se fonder la montée en puissance de la pensée écologiste, en passant par la critique du développement et de la croissance, révélant de profondes divergences de points de vue et d'intérêts.

Le discours anti-développement va naître progressivement à la fin des trente glorieuses. Resté largement marginal jusqu'au début des années 1970, il va néanmoins se populariser au niveau international avec la publication du rapport Meadows commandé par le Club de Rome sur les limites de la croissance.

C'est donc à travers la critique plus spécifique de la croissance économique que la remise en cause du modèle de développement occidental va être portée au plus haut niveau international. En particulier, le travail réalisé à la commande du Club de Rome par les chercheurs du *Massachusetts Institute of Technology* va marquer un tournant décisif dans la genèse du développement durable. Fondé en 1968, le Club de Rome se fixe comme objectif d'aider à une meilleure compréhension de la complexité du monde moderne, et en particulier des interactions techniques, économiques, sociales et politiques. Persuadés depuis le début que *l'homme consommateur* est une hérésie

sociale, et que la dépendance du système économique vis-à-vis de la croissance est une aberration dans un monde naturel aux limites finies, les membres du Club de Rome passent commande en 1970 d'un rapport visant à décrire, sous forme d'une modélisation, l'avenir du monde.

Le rapport met en particulier l'accent sur l'aspect absolument incompatible entre les limites physiques déterminées de l'écosystème terrestre, d'une part, et la croissance économique, démographique et industrielle, d'autre part. Dans la traduction française du rapport (Delaunay, 1974), la question à laquelle le rapport a tenté de répondre est de savoir s'il est préférable de tenter de vivre en deçà de la limite en acceptant un frein à la croissance ou bien doit-on poursuivre cette croissance jusqu'à ce qu'une nouvelle limite soit en vue avec l'espoir qu'un nouveau bond technologique permette alors de sauter ce nouvel obstacle. Le rapport conclut que, si le système actuel n'est pas modifié ou si nous n'apportons que des solutions purement techniques aux problèmes qui se posent, le comportement fondamental de l'écosystème mondial est défini par une croissance exponentielle de la population et des investissements, suivi d'un effondrement. Les auteurs estiment avoir démontré que les espoirs des fervents de la technologie reposent sur leur croyance en des capacités à faire disparaître les limites à la croissance démographique et économique. Dit autrement, « si les sociétés continuent à poursuivre [l'objectif d'accroître la population et le niveau de vie matériel de chaque individu], elles ne manqueront pas d'atteindre l'une ou l'autre des nombreuses limites critiques inhérentes à notre écosystème » (Vinay, 1999 :54). Le message ainsi dispensé est donc clair et s'appuie sur la perception nouvelle de la Terre telle qu'elle s'est révélée au monde occidental à la fin des trente glorieuses : sur cet écosystème limité, une croissance infinie ne saurait s'envisager. En cela, le rapport Meadows ne fait finalement qu'étayer le discours qui affirmait dès 1967 que la Terre, planète finie, ne pouvait être exploitée, polluée et peuplée au-delà de certaines limites.

Le discours sur les limites de la croissance va ainsi se populariser au début des années 1970, et même se radicaliser progressivement. Il n'est pas inutile de citer, à ce propos, les travaux que l'économiste bulgare Georgescu-Roegen (1971) a menés depuis les années 1970. Utilisant en particulier l'analogie avec des « sciences exactes » (notamment la thermodynamique et l'énergétique), l'auteur met en évidence le problème posé par l'entropie dans le système économique. Distinguant « haute entropie » (énergie non disponible pour l'humanité car non renouvelable) et « basse entropie » (énergie disponible) il met l'accent sur l'absolue nécessité, non pas d'une croissance zéro comme le suggère plus ou moins le Club de Rome, mais d'une décroissance économique, seule voie possible selon lui afin d'éviter de vivre à crédit sur le dos des générations futures.

Sensiblement à la même époque, Barry Commoner (1969), biologiste américain, remet en cause le rôle de la technoscience en mettant en évidence sa nature profondément anti-écologique. Il propose également une théorie de la Science critique, qui reposerait en particulier sur une étude approfondie des impacts des activités humaines sur la biosphère et en particulier sur les cycles biogéochimiques, posant d'entrée dans le titre de l'un de ses ouvrages la question suivante : *Quelle Terre laisserons-nous à nos enfants ?*

Ce bref tour d'horizon nous permet de constater que, dès le début des années 1970, un courant contestataire a pris forme afin de dénoncer les dérives consuméristes et les dangers que faisaient planer sur l'avenir de l'humanité ce que certains appellent le *mythe de la croissance*. Ce débat va trouver un écho important du côté d'un public de plus en plus large avec la création de nombreuses associations écologistes (*Greenpeace* 1971, *Friends of the Earth* 1970).

Cette spectaculaire remise en question du modèle de développement classique va interpeller les pouvoirs publics au plus haut niveau. La première véritable prise de position de la part des Nations Unies date de 1968. C'est notamment cette année-là que l'initiative sera prise d'organiser une grande conférence internationale sur la thématique de l'environnement humain. Le début des années 1970 sera donc marqué par un cycle de trois grandes réunions internationales qui vont permettre, à travers trois grands textes, de jeter les bases de la problématique « environnement-développement » au niveau international.

La première étape fut sans doute la réunion de Founex qui eut lieu en 1971 et dont l'objectif était de préparer la Conférence de Stockholm. Le rapport Founex, issu de ce travail préparatoire, tente de mettre en évidence la montée en puissance des problèmes environnementaux liés à l'activité humaine, en particulier dans les pays dits développés. Dans le même temps, il ressort du rapport Founex que cette préoccupation environnementale, relativement nouvelle et pertinente pour les pays du Nord, est ressentie de façon très secondaire par les pays du Sud qui semblent plus préoccupés par des questions de satisfaction de certains besoins vitaux, notamment en termes d'hygiène, d'accès à la santé ou à certaines denrées de base. Dans le même temps, on constate une évolution intéressante de la notion de développement « qui gagne en polyvalence, puisqu'il propose l'intégration des questions d'environnement à la formulation des politiques et de la planification » (Vinay, 1999 : 60).

Cet aspect de la problématique entre environnement et développement va resurgir en 1972 lors de la Conférence internationale de Stockholm sur l'environnement humain. Car derrière cet intitulé officiel, la Conférence a révélé de façon encore plus évidente qu'à Founex la nécessité de ne pas dissocier les préoccupations de développement et celles d'environnement. C'est d'ailleurs

essentiellement sous la pression des pays du Sud que l'accent fut mis sur la question du développement. Objectant que la protection de l'environnement ne saurait être un objectif prioritaire pour eux, et que toute restriction quant à la liberté d'exploitation de leurs ressources naturelles serait une atteinte à leur liberté de développement socio-économique, la plupart des pays dits non-alignés ont ainsi fait bloc. C'est ainsi que la nécessité d'une réflexion plus globale et concertée, sur le sujet à la fois de l'environnement et du développement, s'est faite ressentir de façon encore plus urgente et manifeste. Et en cela réside probablement la principale réussite de la conférence de Stockholm, puisqu'au-delà d'un échec apparent (il ne ressortira finalement de la conférence que quelques principes et peu d'engagements), c'est bien à cette occasion qu'est apparue au grand jour et aux yeux du monde entier la nécessité urgente de trouver des alternatives afin d'allier concrètement les nécessités de développement socioéconomique (revendication du Sud) et celles du respect de l'environnement (revendication du Nord)¹².

La troisième étape de cette prise de position de l'ONU a eu lieu à Mexico en 1974, à l'occasion du symposium du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et de la Commission des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (CNUED). La déclaration de Cocoyoc, publiée à cette occasion, permet de recentrer le débat autour de la question du développement (qui n'était pas apparue comme suffisamment « visible » lors de la Conférence de Stockholm). La problématique s'affine peu à peu et l'accent est mis sur un certain nombre de dérives liées en particulier à la mauvaise utilisation et au gaspillage des ressources naturelles. Les modèles de développement traditionnels sont ainsi remis en cause. Ne reste plus

¹² « Ce fut le mérite de Maurice Strong et des préparateurs de Stockholm que d'avoir forcé les uns et les autres à relier davantage environnement et développement » dans Antoine, S., Barrere, M. et Verbrugge, G. (1994) *La planète Terre entre nos mains ; guide pour la mise en oeuvre des engagements du Sommet planète Terre*. Documentation française, p. 14.

qu'à trouver des modes de développement alternatifs qui soient davantage compatibles avec les exigences de protection de l'environnement.

La crise pétrolière, malgré son effet révélateur de la dépendance de l'économie vis-à-vis des ressources naturelles, va malheureusement reléguer les considérations environnementales au second rang des préoccupations politiques, et ce jusqu'au début des années 1980. « C'est le premier choc pétrolier (...) qui a dès lors montré qu'il ne fallait pas donner trop d'importance à la notion de stocks et réhabiliter la croissance » (Dupraz, 1998 : 36). Certains auteurs, dont Ignacy Sachs, vont au milieu des années 1970 proposer un concept nouveau, celui d'*écodéveloppement*, qui dans le contexte international de l'époque ne rencontrera malheureusement qu'un succès très modéré. A la même période est apparu le terme développement durable dans les travaux de l'Union internationale pour la conservation de la nature sans rencontrer là non plus de véritable engouement. Il faudra attendre la relance du processus de négociation internationale initié à Founex et Stockholm, avec la création de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) en 1983, pour que le développement durable apparaisse enfin comme une valeur centrale des nouveaux discours du développement.

Effectivement, la décennie de silence qui s'est écoulée depuis Cocoyoc va obliger les Nations Unies à relancer une phase de pré-négociation. Le premier travail de la CMED va donc consister à relancer ce processus par la constitution d'un groupe de travail. La mission qui est confiée à la CMED consiste à établir un « *programme global de changement* » (selon les termes utilisés dans le mandat des Nations Unies confié à la CMED). Autour de la problématique environnement - développement, huit thèmes de travail sont spécifiquement proposés : énergie, industrie, sécurité alimentaire, établissements humains, relations économiques internationales, mécanismes d'aide à

la prise de décisions et coopération internationale. Le travail initié en octobre 1984 va ainsi se prolonger pendant près de trois ans, faisant appel à une très large consultation. Les contributions aux débats vont représenter au total plus de dix mille pages de remarques et de propositions, provenant de plusieurs centaines d'organismes à travers le monde. La compilation de ces données, ainsi que le travail réalisé par les conseillers de la Commission vont permettre d'alimenter la réflexion de la CMED, qui sera synthétisée dans un rapport intitulé « *Notre avenir à tous* ».

Cette phase de pré-négociation, sans doute nécessaire après dix années d'interruption de la négociation internationale sur les sujets d'environnement et de développement, a ainsi permis grâce à la création de ce groupe de travail de faire émerger un certain nombre de valeurs communes, permettant une approche coopérative plus efficace.

Le rapport de la CMED tente ainsi d'effectuer une synthèse des points de vue parfois contradictoires exprimés durant ces trois années de consultation. Il tente en particulier de réconcilier, non sans mal, développement économique et équilibre écologique. Afin de concilier les différents points de vue, tout l'effort de la CMED va porter sur la volonté de cristalliser les intérêts communs autour de valeurs et de principes partageables par tous. Ces valeurs vont s'agglomérer en particulier autour de la notion de développement soutenable proposée quelques années auparavant par l'UICN, et à laquelle la CMED va progressivement donner du corps et de la cohérence. C'est ainsi que le développement durable est apparu dans le rapport Brundtland comme une *valeur nouvelle* tentant de concilier des points de vue et intérêts divergents sur les questions d'environnement et de développement.

Nous avons pu démontrer tout au long de cette section que le développement durable était effectivement une valeur issue d'une négociation internationale dont l'objet était de rassembler des parties prenantes aux intérêts divergents autour de la difficile question du développement et de l'environnement. Le développement durable est donc un compromis, mais, comme nous allons le défendre dans la section suivante, ce compromis demeure largement en faveur de la conception néoclassique de la soutenabilité.

2.2.2 UN COMPROMIS LARGEMENT EN FAVEUR DE LA SOUTENABILITÉ FAIBLE

Au milieu du 18^{ème} siècle, le courant physiocratique, première école de pensée cherchant à donner une vision formalisée du circuit économique de la nation, se développe dans un contexte français où l'agriculture demeure traditionnelle alors que d'autres pays européens ont déjà adopté de nouvelles méthodes de culture. La doctrine physiocratique, dont le chef de file est François Quesnay, est synthétisée en 1758 sous la forme de son célèbre *Tableau économique*. Celui-ci présente une vue d'ensemble de l'économie, où l'agriculture apparaît comme le seul secteur productif de l'économie: « c'est toujours la terre qui est la première et unique source de richesse » (Turgot dans Beaud, 1987 : 83). Pour les Physiocrates donc, l'agriculture constitue l'unique secteur économique capable de dégager un surplus réel de son activité. Par comparaison, les autres secteurs de la vie économique sont dits stériles. Dans cette optique, l'objectif économique visé par les Physiocrates est d'accroître à chaque période la quantité totale de richesse. La règle essentielle de bonne gestion consiste à entretenir et à préserver ce « capital naturel » qu'est la terre.

C'est la vision d'un ordre naturel, dans lequel s'inscrit l'économie, qui caractérise cette première perception des relations économie-environnement. Comme l'écrit Passet :

L'image de l'économie qui ressort de cette approche est celle d'une activité régie par des lois naturelles, mettant en oeuvre des flux physiques et ne pouvant se perpétuer qu'à travers la reproduction d'un milieu naturel indépendamment duquel elle ne saurait être analysée (Passet, 1979 : 38).

Cette perception de l'environnement va être remise en cause par l'évolution des économies européennes de la fin de 18^{ème} siècle. Alors que le *Tableau économique* de Quesnay décrit la production des richesses comme le résultat du développement de l'agriculture, dix ans plus tard, le schéma de Turgot « reprend cette perspective d'un développement du capitalisme dans l'agriculture, mais en la présentant symétriquement avec une réalité de l'époque qu'avait négligé Quesnay: le développement d'un capitalisme manufacturier » (Beaud, 1987 : 86). Avec l'expansion du commerce mondial, la production industrielle des nations européennes, au premier rang desquelles se trouve l'Angleterre, prend une place croissante dans l'économie. L'instauration d'une nouvelle structure économique va influencer les économistes de l'époque: la fabrique d'Adam Smith va remplacer progressivement l'agriculture de Quesnay comme principale activité créatrice de richesses.

Effectivement, la volonté de produire plus pour vendre davantage sur les circuits du commerce international se traduit par la recherche d'améliorations techniques. Cela a eu plusieurs effets sur la réalité économique de l'époque. Le recours aux machines permet, d'une part, d'accroître la productivité de l'industrie et de l'artisanat: ceux-ci constituent dorénavant les secteurs-moteur de l'économie moderne. D'autre part, la dépendance vis-à-vis des ressources naturelles paraît

relâchée, les techniques permettant de rendre les hommes « maîtres et possesseurs de la nature », comme le disait Descartes dans le *Discours de la méthode* (1637). Selon Faucheux et Noël :

Dès lors, le projet cartésien consistant à ne plus subir aveuglément les lois imposées par la nature, mais à tenter de les comprendre, va s'organiser autour d'une loi unique, la loi de la gravitation universelle, censée organiser l'univers entier, du monde de l'inanimé à celui du vivant, et en assurer l'équilibre (Faucheux et Noël, 1995 : 29).

Tout comme les éléments de la nature obéissent à une mécanique réversible et atemporelle, les économistes classiques, s'inspirant de ce paradigme physique, vont rechercher les lois propres à l'économie afin d'en préciser la mécanique et d'en assurer le bon fonctionnement. La nature, car elle reste un élément nécessaire au système productif, n'est pas ignorée dans l'analyse classique. Elle y a néanmoins une place secondaire et n'est plus au centre de ce paradigme économique, comme elle l'était chez les Physiocrates.

L'économie classique¹³ fonde son analyse sur trois notions centrales : division du travail, utilitarisme et valeur-travail. La division du travail, tout en participant à une augmentation forte de la production, est la motivation principale qui amène les individus-producteurs à échanger: en effet, chaque individu spécialisé dans la production d'un type de bien n'est plus en mesure de subvenir seul à l'ensemble de ses besoins. Il est alors de l'intérêt de chacun d'échanger ses produits pour satisfaire son bien-être personnel. Dans ce contexte, chaque homme « pourvoit à la

¹³ L'École classique en économie regroupe des économistes du 18^{ème} et du 19^{ème} siècles. Ses membres les plus importants sont, en Grande-Bretagne, Adam Smith (1723-1790), David Ricardo (1772-1823), Thomas Malthus (1766-1834), John Stuart Mill (1806-1873), et en France, Jean-Baptiste Say (1767-1832) et Frédéric Bastiat (1801-1850). Le terme a été employé pour la première fois par Marx dans *Le Capital* qu'il définit par l'adhésion au concept de la valeur-travail.

plus grande partie de ses besoins par le produit de travail d'autrui achetés avec le produit de son travail » (Smith, 1976 : 334). C'est dans cette nouvelle structure économique que les individus, en cherchant à satisfaire leurs intérêts privés, concourent à l'intérêt général. Reprenant la démarche utilitariste de Bentham (1748-1832)¹⁴, Smith fait l'hypothèse que les individus, conduits par la satisfaction de leurs intérêts égoïstes, sont amenés par une *main invisible*, à poursuivre des fins qui n'entrent ni dans leurs intentions ni dans leurs objectifs. Le fonctionnement parfait du marché garantit alors la convergence de tous les intérêts personnels vers le bien-être social maximum. Le marché, parce qu'il garantit cette harmonie économique et sociale, apparaît comme une pièce centrale du paradigme classique.

Rompant avec la conviction associant valeur d'usage et valeur d'échange, Smith montre que la valeur d'échange d'une marchandise est déterminée par son coût de production et celui-ci est presque toujours ramené à la seule quantité en travail que le bien a nécessité pour être fabriqué. Quelques années plus tard, cette théorie de la valeur-travail est reprise par Ricardo, qui lui apporte cependant quelques clauses nouvelles. Ainsi, la valeur d'échange d'un bien dépend du travail qui y est incorporé, mais elle peut également dépendre de sa seule rareté physique, sur laquelle l'homme n'a pas prise. Dans ce dernier cas, qui relève de l'exception pour Ricardo, ce bien n'est alors pas l'objet de la science économique: « quand donc nous parlons des marchandises, de leur valeur échangeable, et des principes qui règlent leurs prix relatifs, nous n'avons en vue que celles de ces marchandises dont la quantité peut s'accroître par l'industrie de

¹⁴ Cette doctrine prône la recherche du bonheur personnel mais aussi le bonheur de la société en général; ou, comme le dit Bentham en 1823: « *chercher le bonheur du plus grand nombre en identifiant toujours l'intérêt de l'individu à l'intérêt universel* ». Ainsi, l'utilitarisme valorise l'esprit d'entreprise, le goût du risque et de la compétition en vue de l'optimisation de l'ensemble de la vie en société.

l'homme, dont la production est encouragée par une concurrence libre de toute entrave »
(Ricardo, 1992 : 27).

La restriction du champ de l'économie est donc considérable des Physiocrates aux Classiques. Alors que, pour les premiers, l'économie s'inscrivait dans un ordre naturel s'imposant à toute la société, l'économie classique ne s'intéresse plus qu'au domaine des marchandises, c'est-à-dire des objets échangés sur le marché par des individus-producteurs. Les ressources de l'environnement, dans leur globalité, ne font plus l'objet d'un traitement particulier; à l'inverse, en excluant de son champ d'étude tout bien ne donnant pas lieu à une valeur d'échange, l'économie classique se cantonne à sa propre logique: « un milieu nouveau, véritable écosystème créé par les hommes et possédant sa logique propre, se développe à côté de l'écosystème naturel et parfois contre lui »
(Passet, 1979 : 40).

Reprenant le concept de la *main invisible*, auquel ils donnent la définition pratique du marché, les économistes néoclassiques s'intéressent avant tout au comportement de l'agent économique. C'est sur la base de cet individualisme méthodologique que va se fonder l'essentiel de leurs travaux: les comportements économiques s'expliquent avant tout par les liens que tissent les individus producteurs et/ou consommateurs à propos de choses disponibles sur un marché parfait. Même si les économistes classiques et néoclassiques appuient leur raisonnement sur des notions apparemment similaires, leur conception de l'économie est fondamentalement différente. Le cadre de la réflexion néoclassique entérine une double rupture avec les principes de l'économie classique.

Une différence importante du modèle néoclassique avec l'économie classique est le fondement de la valeur d'échange des marchandises. Alors que les classiques fondaient leur analyse sur la valeur travail, « les néoclassiques proposent une théorie de la valeur subjective, en ce sens qu'elle privilégie les rapports entre sujet et objet; c'est l'utilité ressentie par l'homme face à une marchandise, et donc le désir qui va fonder la valeur et non, comme dans la démarche des classiques anglais, les caractéristiques propres, objectives du bien » (Abraham-Frois, 1988 : 28). Ainsi, le prix d'un bien sur le marché va dépendre de l'utilité marginale que peut en retirer un individu consommateur; cette utilité personnelle est subjective et sans rapport nécessaire avec la consistance matérielle du bien échangé: c'est parce qu'un bien est à même de satisfaire les besoins d'un agent économique qu'il détient un prix de marché et non parce qu'il incorpore une plus ou moins grande quantité de travail.

Une autre différence majeure entre économistes classiques et néoclassiques est la définition qu'ils donnent à la science économique. Pour les auteurs classiques, la tâche de l'économiste consiste à dévoiler les lois qui gouvernent la production et la répartition de la richesse. Dans ce contexte, les conditions d'amélioration de niveau de vie des hommes ne peuvent résulter que d'une augmentation du *produit net*. L'objet d'étude est différent pour les néoclassiques: « étant donné une certaine population avec des besoins et des capacités productives données, en possession de certaines terres et d'autres sources de matière premières, il s'agit de chercher le mode d'utilisation de son travail qui maximisera l'utilité du produit » (Jevons, cité par Jessua, 1991 : 278). Ainsi, l'élévation du niveau de satisfaction des besoins s'obtient essentiellement par une meilleure utilisation des ressources existantes. Partant du postulat de rareté des facteurs de production, les néoclassiques s'interrogent sur les comportements des agents économiques qui permettraient une allocation optimale des ressources de la société. L'économie se définit alors comme la science qui

étudie le comportement humain en tant que relation entre les fins et les moyens rares à usage alternatif (Robbins, 1947).

Cependant, comme pour les économistes classiques, le système de marché, dont le fonctionnement est formalisé par Walras avec l'établissement d'un équilibre général, demeure l'institution fondamentale de toute régulation économique, en assurant le bien-être de la société à partir de la maximisation des intérêts individuels. Le modèle d'équilibre général élaboré par Walras est censé fournir le point d'équilibre de l'ensemble des marchés de biens, ce qui constitue une situation optimale pour le bien-être de la collectivité. Les biens étudiés par la science économique sont ceux qui ne sont pas en quantité suffisante pour combler les besoins humains. Chacun de ces biens doit être représenté sur le système de marché par un prix spécifique. Les comportements des agents économiques sont ainsi guidés par les seuls prix disponibles sur le marché. La seule relation s'établissant entre individus d'une même société est l'échange volontaire de marchandises. Pour cela, il est nécessaire de se placer en régime de propriété privée, où les choses sont strictement appropriées par l'individu. Dans ce modèle, l'institution de marché concurrentiel joue donc un rôle central puisque, moyennant le respect des axiomes de la concurrence pure et parfaite, elle conduit à la réalisation d'un équilibre général, qui égalise offres et demandes de biens simultanément sur tous les marchés. Dans ces conditions, chaque consommateur maximise sa satisfaction sous la contrainte de budget et chaque producteur maximise son profit sous la contrainte technologique.

Or, dès 1890, Marshall est le premier à constater que des phénomènes hors marché peuvent influencer les comportements des agents économiques et affecter leurs fonctions-objectif en dehors de toute transaction. Il met en lumière la notion d'*économie externe* qui traduit l'avantage

dont peut bénéficier un producteur de conditions pour lesquelles il ne supporte aucun coût. En 1920, Pigou met en lumière la notion symétrique de *déséconomie externe* qui « traduit les coûts ou désavantages que l'activité d'un agent économique impose à un autre, en l'absence de toute compensation financière de tout échange marchand » (Barde, 1991 : 26). Les effets externes, ou externalités, sont donc des effets non régulés par un marché et qui pourtant influencent les comportements des agents économiques. Ils peuvent être positifs quand l'action d'un agent a des conséquences bénéfiques sur le bien-être des autres agents, ou négatifs dans la situation inverse. Dans les deux cas, en faussant les mécanismes de concurrence pure et parfaite, ils sont source de mauvaise allocation des ressources rares de la société. Face à ces imperfections du marché, les économistes néoclassiques ont adopté deux attitudes. Pour la plupart d'entre eux, les effets externes sont considérés comme négligeables ou peu importants: ces partisans du laissez-faire prônent une internalisation de ces effets en créant des marchés spécifiques qui les prennent en compte¹⁵. Les effets externes disparaissent alors par une extension de la logique marchande. Au contraire, pour les « interventionnistes », les externalités présentent rarement les caractéristiques de biens économiques et il n'est pas possible de leur appliquer une logique de marché; d'où une nécessaire intervention de l'État. Dans son ouvrage fondateur, *The Economics of Welfare* (1920), Pigou présente une solution intermédiaire entre ces deux positions qui permet de remédier à ces défaillances de marché. Il propose la création d'une taxe (dite pigouvienne) imposée à l'agent qui engendre la déséconomie externe¹⁶. Le montant de cette taxe équivaut à la valeur monétaire du coût externe: le coût social devient alors la variable prise en compte par l'agent économique.

¹⁵ Dans cette optique, Dales (1968) propose la création de marchés de droits à polluer. C'est à l'État qu'il revient de créer des droits de pollution de manière à ce qu'ils correspondent au niveau de pollution maximum acceptable. Les permis sont ensuite mis en vente auprès des entreprises pollueuses, instaurant ainsi une demande de pollution qui sera régulée par le marché. Ce principe est également appliqué dans la pêche où des quotas individuels transférables sont distribués entre les détenteurs du capital au Canada, entre les navires en Islande, ou encore entre les navires et en fonction de la taille de l'équipage comme en Ecosse (Weber, 1995).

¹⁶ Cette logique est à la base du principe pollueur-payeur (Barde, 1991)

Cette démarche d'internalisation des coûts externes repose donc à la fois sur l'intervention de l'État, qui impose la taxe, et sur les mécanismes de marché, qui continuent à diriger les relations économiques (Barde, 1991).

Cette réduction de la réalité aux relations marchandes est caractéristique de la démarche de l'économie néoclassique en général. L'objectif est de tendre vers l'accomplissement du paradigme théorique, censé assurer une optimalité des relations économiques et une maximisation du bien-être collectif. Les actifs naturels font partie des ressources, au sens large, dont dispose la collectivité et il est nécessaire de les prendre en compte pour maximiser le niveau de bien-être collectif. Or, de ce point de vue, le marché, par la variation des prix relatifs, fournit un guide pertinent pour l'allocation optimale des biens et services naturels. L'environnement devient alors un objet économique à part entière, au sens où il se doit dorénavant d'être soumis à la régulation du marché. Ainsi, après une phase de soumission de l'économie à l'environnement jusqu'au 18^{ème} siècle, puis une phase de domination qui s'affirme avec la révolution industrielle, les récentes approches néoclassiques correspondent à une phase d'intégration: l'économie cherche à intégrer les régulations naturelles dans une logique de marché, considérée comme se suffisant à elle-même (Passet, 1979).

Dans ce cadre, l'approche néoclassique considère la soutenabilité comme une contrainte au critère standard de l'optimalité. Cette contrainte s'exprime sous la forme d'une non-décroissance dans le temps du potentiel de bien-être de la société: une croissance est dite soutenable si l'accroissement de bien-être des générations présentes n'entraîne pas une réduction du bien-être des générations futures. Ainsi, la soutenabilité est "*an obligation to conduct ourselves so that we leave to the future the option or the capacity to be as well off as we are*" (Solow, 1993). ». Il s'agit donc dans

ces conditions de déterminer « le plus haut niveau fixe de consommation par tête pouvant être indéfiniment maintenu compte tenu de l'ensemble des contraintes existantes, parmi lesquelles le caractère fini des ressources» (Solow, 1974). Le critère de bien-être est donc le niveau de consommation atteint par la génération la moins bien lotie. Dit autrement, la génération actuelle est toujours « autorisée » à prendre autant qu'elle veut du fonds commun intertemporel pourvu qu'elle laisse à chacune des générations suivantes la possibilité de se situer au même niveau de bien-être que le sien.

Cette contrainte de justice intergénérationnelle est assurée par le respect de la règle de Hartwick, énoncée en 1977, qui indique que les rentes de rareté provenant de l'usage du capital naturel par la génération présente doivent être réinvesties sous forme de capital, qui sera transmis aux générations futures dans des proportions permettant de maintenir les niveaux de bien-être au cours du temps. Ce stock total de capital se compose du capital manufacturé, du capital humain et du capital naturel. Intégrant cette règle dans ses recherches, Solow devait reformuler de façon synthétique les conditions d'un développement soutenable. Dans un article de 1986, il indiquait en effet qu'une économie peut maintenir un niveau de consommation constant si elle respecte les règles suivantes:

- 1) Employer totalement le capital et le travail disponibles.
- 2) Obéir aux conditions d'efficacité intertemporelle à savoir ici à la règle de Hötelling.
- 3) Investir en capital reproductible les rentes compétitives obtenues par l'utilisation présente de ressources épuisables (règle de Hartwick)

Ainsi, une économie est dite soutenable si elle est en mesure de préserver dans le temps la capacité productive globale de la société humaine. Etant donné cette définition de l'équité

intergénérationnelle, le problème économique est de savoir comment peuvent se substituer les différents éléments de ce potentiel de bien-être pour garder un niveau au moins constant. La théorie néoclassique tente de faire disparaître cette difficulté en considérant l'environnement sous la forme d'un capital naturel, parfaitement substituable avec les autres formes de capital artificiel. De ce fait, la recherche de l'équité intergénérationnelle ne nécessite pas de transferts spécifiques en tant que tels: l'accumulation en capital artificiel, l'accroissement des connaissances et le progrès technique sont jugés suffisants pour compenser l'éventuelle dégradation du capital naturel:

L'hypothèse retenue par les théoriciens néo-classiques est celle de la substituabilité entre les différentes formes de capital : une quantité accrue de ``capital créé par les hommes`` (le stock d'équipements, de connaissances, le niveau général d'éducation et de formation) doit prendre le relais de quantités moindres de ``capital naturel`` (le stock de ressources naturelles disponibles), pour assurer le maintien, à travers le temps, des capacités de production et de bien-être des individus (Boisvert et Vivien, 2006 : 33-34).

Au total, l'exigence de soutenabilité et la résolution du problème d'équité intergénérationnelle ne sont pas traitées indépendamment des autres variables économiques. La soutenabilité est instrumentée à l'intérieur de la sphère économique où l'éthique et la reproduction du milieu naturel ne sont pas prises en compte en tant que données exogènes. Selon cette approche néoclassique, la contrainte de soutenabilité a pour objectif d'assurer le maintien dans le temps du bien-être des agents et, par extension, la reproduction du système économique. C'est en ce sens qu'on parle de soutenabilité faible puisque l'environnement n'est présent dans ce modèle que sous la forme d'un capital à gérer dans le temps et que l'efficacité économique reste le critère déterminant.

Rompant avec cette conception de la soutenabilité, les tenants de l'économie écologique utilisent la notion de soutenabilité forte: les systèmes naturels ne peuvent être réduits à des biens économiques régulés par le marché et la reproduction à long terme de la biosphère ne peut pas être garantie avec l'imposition de critères économiques. Le développement soutenable, pour les tenants de la soutenabilité forte, vise à accroître le bien-être humain tout en répondant à une triple contrainte écologique, éthique puis économique. La différence importante avec l'approche néoclassique vient du traitement du capital naturel. Il n'est plus considéré comme substituable aux autres formes de capital mais il constitue leur nécessaire complément: ne pouvant être reproduit par l'homme, il devient le facteur économique qui limite tout développement de long terme (Folke et al., 1994). En présence d'une incertitude majeure sur les préférences et les usages futurs, la soutenabilité peut donc se traduire par la transmission d'un patrimoine naturel minimal. Cette contrainte de maintien du stock de capital naturel est la caractéristique centrale de la soutenabilité forte.

Suite au Rapport Brundtland, la croissance économique, avec ses besoins en ressources non renouvelables et ses impacts environnementaux déclarés, apparaît comme la seule voie à suivre pour relever les défis économiques et environnementaux que doivent relever les sociétés d'aujourd'hui. La notion de développement durable conçue comme un compromis, conformément à l'analyse effectuée plus haut, fait la part belle à la croissance dans sa façon d'intégrer l'environnement dans une perspective de développement économique. Le rapport Brundtland propose ainsi un discours ambivalent, qu'on peut facilement illustrer, en rappelant par exemple certaines positions qui visent à réhabiliter la croissance économique : on peut y lire par exemple « *qu'il ne s'agit en aucun cas de mettre fin à la croissance, au contraire* » (CMED, 1987 : 20), ou encore que « *ce dont nous avons besoin, c'est d'une nouvelle ère de croissance économique,*

une croissance vigoureuse » (CMED, 1987 : 47). On constate que le discours critique vis-à-vis de la croissance a donc totalement disparu, ce qui fera dire à certains que le rapport Brundtland fait trop de concessions pour être considéré comme une véritable avancée, en particulier par rapport au rapport du Club de Rome¹⁷. Ainsi, la protection de l'environnement, comme d'ailleurs la diminution de la pauvreté, passerait d'abord par la préservation du développement, pensé selon la logique à la fois capitaliste et industrielle, conduisant à une « nouvelle ère de croissance de l'économie mondiale » (CMED, 1987). Dans ces conditions, « le développement durable devient le moyen de la continuation globale plus que celui de la réorientation » (Godard, 2005 : 14). Dans le chapitre 8 de l'Agenda 21 relatif à l'intégration du processus de prise de décisions sur l'environnement et le développement, on peut lire que « les prix et les caractéristiques du marché jouent également un rôle dans la formation des attitudes et des comportements à l'égard de l'environnement », et on propose plus loin d'« introduire chaque fois que nécessaire le principe de la loi du marché dans la conception des instruments et politiques économiques destinés à favoriser un développement durable.» (CNUED, 1993).

Si on prend à la lettre l'expression « développement durable », c'est bien le développement économique qui doit être durable. Comme le note Rist (1996), cette expression vise à faire reconnaître ce qu'on appelle le développement comme une nécessité s'imposant à tous pour l'éternité, interdisant alors d'envisager de penser un avenir pour l'humanité en termes autres que ceux de développement. Misant sur la croissance à condition de gérer les ressources pour maintenir une capacité de production, et donc un bien-être au moins équivalent dans le futur, et

¹⁷ Ignacy Sachs et Brice Lalonde, par exemple, regrettent le relatif conservatisme du rapport de la CMED, constatant que les remises en cause de la croissance initiées au début des années 1970 ont totalement disparu du discours du rapport Brundtland : Sachs, I. et Lalonde, B. (1988) *Notre avenir à tous - notes critiques*, Futuribles, No. 119, mars, pp. 84-92.

faisant confiance aux innovations technologiques pour contrer l'épuisabilité des stocks, seules capables de générer le progrès technique et son transfert, le projet de développement durable cautionne dans un sens les thèses néoclassiques sur la soutenabilité et l'équité intergénérationnelle. D'où la proposition de Solow, Prix Nobel d'économie en 1987, « selon laquelle un développement durable serait acquis dès lors qu'une société maintiendrait indéfiniment sa capacité productive, c'est-à-dire, de façon plus technique, que son capital total par tête serait non décroissant dans le temps intergénérationnel » (cité dans Godard, 2001 : 69). L'un des plus féroces critiques du rapport Meadows (1972), Wilfred Beckerman écrivait en 1992 : « il est évident que bien que la croissance économique conduise habituellement à des détériorations environnementales dans les premiers temps, au final, la meilleure – et probablement la seule – façon pour la plupart des pays d'avoir un environnement décent est de s'enrichir. » (Beckerman, 1992 : 482). Ce qui pousse Dominique Vivien, paraphrasant Rostow (1960)¹⁸, à se demander si « le développement soutenable ne figurerait-il pas ce que l'on pourrait désigner [...] comme la « sixième étape » de la croissance ? » (Vivien, 2004 : 4)

Sous un nouveau vocable, on revient donc à la thématique centrale de l'économie néoclassique qui demeure l'allocation optimale des ressources de la société entre des fins alternatives. Les actifs naturels font partie des ressources, au sens large, dont dispose la collectivité et il est nécessaire de les prendre en compte pour maximiser le niveau de bien-être collectif. Or, de ce point de vue, le marché, par la variation des prix relatifs, fournit un guide pertinent pour l'allocation optimale des biens et services naturels. L'environnement devient alors un objet économique à part entière, au sens où il se doit dorénavant d'être soumis à la régulation du

¹⁸ Rappelons que le modèle de Rostow explique que le développement est un processus qui obéit au franchissement de différentes étapes: 1. traditions, 2. transition, 3. décollage, 4. maturité et 5. avènement de la société de consommation.

marché. La difficulté centrale de cette approche est de reposer sur la variable centrale du prix de marché alors que de nombreux actifs naturels n'en sont pas dotés. Trois moyens sont envisageables pour associer un prix à toute ressource. Tout d'abord, certains actifs naturels constituent des biens économiques standards et sont échangés sur le marché. Leur valeur économique est représentée par leur prix, en supposant que l'économie soit concurrente. Néanmoins, de nombreuses autres ressources ne présentent pas ces caractéristiques. Il existe alors deux possibilités d'apprécier leur valeur économique: (1) il est possible, en précisant les droits de propriété et les règles de responsabilité sur l'environnement, de réunir les conditions pour qu'un actif naturel soit assimilé à un bien économique standard qui, désormais échangé par les agents économiques sur un marché, acquiert un prix qui va réguler son usage; (2) ces conditions d'appropriation privative étant rarement réunies, il est nécessaire d'élaborer des méthodes permettant d'estimer la valeur économique de ces biens et services environnementaux; d'où l'importance accordée actuellement aux possibilités d'évaluation du patrimoine naturel (Pearce et Markandya, 1989). C'est l'objet de la prochaine section.

SECTION 2.3 LE RECOURS À L'ÉVALUATION MONÉTAIRE DE L'ENVIRONNEMENT

Voyons tout d'abord les différentes acceptions de la notion de service environnemental avant de se pencher sur leur évaluation. Parmi les différentes façons de se saisir de la notion de service environnemental, deux principaux champs théoriques¹⁹ se font jour : l'économie écologique²⁰ et

¹⁹ On aurait pu recourir également à l'économie de services, mais le caractère intentionnel de la production des services sur lequel elle se base nous paraît irréaliste concernant les services environnementaux fournis par les actifs

l'économie de l'environnement²¹. Dit brièvement, l'économie écologique considère l'environnement comme un stock ou un capital susceptible de fournir des services alors que l'économie de l'environnement appréhende le service environnemental comme une externalité et traite principalement de son internalisation.

Ainsi, pour l'économie écologique, les services environnementaux sont définis comme des services « fournis par le système naturel à la société humaine » (Hannon, 1998 : 265), non produits par celle-ci. En tant que stock, le capital naturel est à l'origine d'un flux de services environnementaux qui deviennent source de valeur pour les hommes et fournissent même les fonctions de maintien de la vie nécessaires à la reproduction du capital naturel lui-même (Collados et Duane, 1999). Et puisque c'est le système naturel qui est à l'origine de ces services, la question de l'intentionnalité ou non des services environnementaux est vite tranchée en économie écologique. Il y a eu plusieurs classifications des services environnementaux. Nous référons ici à celle proposée par Costanza et al. (1997) qui classe les services environnementaux en 17 grandes catégories qui recouvrent un large spectre : régulation de la composition de l'air (notamment la balance CO₂/O₂ et la fourniture d'ozone pour la protection contre les ultra-violets), fourniture et régulation de l'eau, pollinisation, fourniture de nourriture, fourniture d'occasions pour des activités récréatives de pleine nature, etc.

naturels : l'économie des services aborde le service environnemental comme une activité économique volontairement tournée vers l'amélioration de l'environnement.

²⁰ Cette approche de l'économie écologique s'est principalement développée autour de la revue *Ecological Economics*. Ce courant théorique part du fait que la sphère économique constitue un sous-système de la biosphère. Il s'agit de quantifier de façon monétaire l'ensemble des services rendus par les écosystèmes aux agents économiques, que ceux-ci en soient conscients ou non.

²¹ L'économie de l'environnement tente de donner un éclairage aux questions environnementales en s'intéressant à l'efficacité dans l'interaction entre l'homme et l'environnement, ou encore au niveau d'interactions involontaires entre agents, telles les pollutions.

Pour ce qui est de l'économie de l'environnement, elle s'intéresse principalement aux externalités²² de production, qu'elles soient positives (paysage, aménités) ou négatives (pollutions). Les externalités positives de production procurant aux individus un bien-être plus élevé et/ou aux firmes un profit supérieur, sont généralement qualifiées de services environnementaux (ou parfois de services écologiques). Fondamentalement, les auteurs d'économie de l'environnement s'intéressent aux services environnementaux produits de façon non intentionnelle, si l'on s'en tient à la définition de Cornes et Sandler (1996 : 12) pour qui la théorie des biens publics et des externalités offrent les fondations de l'économie de l'environnement « pour laquelle les activités économiques sont comprises comme produisant des effets secondaires environnementaux souvent ignorés par celui qui les a générés ». Donc cette production ne donne pas lieu à un coût de production supplémentaire par rapport à celui de l'activité principale de l'émetteur de l'externalité. Le récepteur du service environnemental-externalité en bénéficie sans en payer le coût.

Malgré les différences qui séparent les deux champs scientifiques, l'économie écologique et l'économie de l'environnement s'entendent tout de même sur le caractère non intentionnel des services environnementaux et sur les méthodes pratiques retenues pour les évaluer.

²² Bonnieux et Desaignes (1998 : 21-22) présentent quatre grands types d'externalités :

1. Les externalités positives de production : les actions d'une ou plusieurs firmes bénéficient à d'autres agents. Les auteurs prennent notamment comme exemple l'entretien du paysage par les agriculteurs.
2. Les externalités positives de consommation : les actions d'un ou plusieurs consommateurs bénéficient à d'autres agents. Ils prennent l'exemple des économies de réseau (téléphone, télécommunications).
3. Les externalités négatives de production : les actions d'une ou plusieurs firmes infligent des dommages (coûts supplémentaires, perte de bien-être) à d'autres agents. La pollution industrielle est un exemple souvent cité.
4. Les externalités négatives de consommation : les actions d'un ou plusieurs consommateurs infligent des dommages à d'autres agents.

L'idée fondamentale de l'évaluation des actifs naturels est que ce sont les préférences individuelles qui constituent le fondement de la valeur économique des biens: une préférence pour un bien se traduit par un consentement de l'individu à céder une partie de son revenu pour l'acquérir. La difficulté centrale d'appliquer ce raisonnement aux biens environnementaux est que la plupart d'entre eux n'ont pas de prix. L'objectif est d'arriver à estimer en termes monétaires le gain ou la perte de bien-être d'un individu dû à une amélioration ou à une dégradation de la qualité ou de la quantité des biens et services produits par un actif naturel. La valeur économique d'un bien ou d'un service correspond ainsi au surplus que l'agent peut en tirer. Alors que la somme d'argent qu'il consent pour acquérir ce bien peut être dépensée ailleurs et lui fournir un même niveau d'utilité, le surplus correspond à la quantité de bien-être que l'agent va perdre si le bien ou le service disparaît. C'est ce raisonnement qui est à la base de l'évaluation économique des ressources de l'environnement: « une première approximation de la valeur attachée par les individus à l'existence des actifs naturels est possible par la mesure de la variation du surplus des consommateurs et des producteurs, suite à une variation du flux des services » (Desaigues et Point, 1993 : 8).

Ce raisonnement ne peut cependant être intelligible que si on prend acte de l'adoption de la doctrine utilitariste par la théorie économique néoclassique. L'utilitarisme, en niant l'existence de règles morales et en fondant la valeur des actions sur l'utilité qu'elles apportent aux individus, crée un système d'équivalence universel. Les préférences individuelles sont posées comme le seul fondement de la valeur et toutes les substitutions sont donc possibles : les biens d'environnement ont une utilité, la monnaie a une utilité, il est donc possible d'exprimer la valeur de ces biens sous forme monétaire. Tous les cadres théoriques développés dans l'objectif de mesurer des variations de bien-être posent une hypothèse, indispensable, de substitution entre la

monnaie et l'objet évalué. Marshall, en 1890, donna, pour des biens privés, un support théorique à cette idée et s'en servit pour construire sa théorie du surplus du consommateur. Hicks, en 1939, et dans un cadre ordinal, proposa une substitution entre la quantité d'un bien et le revenu du consommateur qui lui permit de développer son analyse des variations compensatrices ou équivalentes du revenu. Mäler étendit cette idée, en 1974, à la substitution entre monnaie et qualité de l'environnement pour poser, finalement, le cadre théorique de l'évaluation monétaire de l'environnement.

On sait que les auteurs classiques différenciaient valeur d'usage et valeur d'échange d'un bien. Ils affirmaient que le prix de marché d'un bien, seule mesure observable, est une approximation de la valeur d'échange et que la valeur d'usage n'est pas mesurable. Ils excluaient par ailleurs toute possibilité de relation quantitative entre la valeur d'usage, c'est-à-dire l'utilité (dans son acception commune) qu'apporte le bien, et la valeur d'échange, qui d'après eux, reflète le travail incorporé dans le bien. Marshall rompit cette tradition historique en fondant la valeur d'échange et la valeur d'usage sur la même substance : l'utilité. Il identifia tout d'abord le prix de marché à la valeur d'échange du bien, déterminée par la confrontation du coût marginal du producteur et de l'utilité marginale du consommateur. Mais surtout, le concept d'utilité marginale lui permit une double rupture majeure : lier valeur d'usage et valeur d'échange et mesurer la valeur d'usage.

Pour Marshall, le surplus du consommateur correspond à la différence entre le consentement à payer maximal pour acquérir un bien et le prix de ce bien. Néanmoins, l'utilisation de la mesure ordinaire du surplus est controversée pour fonder la valeur économique des biens. Cela tient à l'hypothèse d'utilité marginale constante du revenu que pose Marshall pour construire sa courbe de demande: tout au long de cette courbe, le revenu est supposé être constant et c'est le niveau de

l'utilité de l'agent qui varie en fonction de la variation des prix. Cette démarche néglige donc tout effet-revenu que pourrait entraîner la variation des prix. Dans la réalité, toute modification du niveau du prix entraîne une modification du revenu réel, à moins que la variation des prix soit très faible et que l'utilité marginale demeure constante. Dès lors qu'il existe un effet-revenu, le surplus du consommateur marshallien n'est plus une mesure adéquate du bien-être. Ce que confirmait Marshall (1890 : 155) en notant que « quand nous apprécions quel est le montant total de l'utilité d'une chose, nos appréciations les meilleures sont sujettes à de grandes erreurs. ». Mais il en concluait néanmoins que « cette difficulté n'a pas d'importance pratique » en limitant la portée de son nouvel outil : « les principales applications de la théorie du bénéfice du consommateur (*consumer's surplus*) se rapportent aux changements qu'il subit lorsque le prix de la marchandise en question varie dans le voisinage du prix habituel.». Au delà du fait qu'elle démontre théoriquement que le prix payé par le consommateur ne mesure pas toute la satisfaction qu'il retire du bien acheté, la théorie marshallienne n'a ainsi qu'une utilité très limitée. Elle ne peut servir à évaluer que le surplus du consommateur résultant d'une variation donnée d'un prix.

Pour avoir une meilleure adéquation entre ce surplus exprimé en monnaie et la mesure de la variation de bien-être, Hicks propose donc d'abandonner l'hypothèse d'utilité cardinale pour raisonner dans un univers ordinal. Ainsi, en voulant se séparer de la conception cardinale de l'utilité pour ne garder que les cartes d'indifférence²³, Hicks dut commencer par se débarrasser de l'utilité marginale décroissante. D'après lui, sans utiliser ce concept, on peut toujours donner une signification précise du rapport de deux utilités marginales lorsque les quantités consommées des deux biens sont connues. Pour ces quantités, ce rapport peut être représenté par la pente de la

²³ Une carte d'indifférence est une collection de courbes d'indifférences correspondant à différents niveaux de satisfaction.

tangente à la courbe d'indifférence. Cette pente exprime la quantité de bien Y qui compenserait la perte d'une unité de bien X. Elle donne une information sur les préférences des consommateurs sans avoir recours à l'utilité, et notamment, en un point, sur le taux auquel le consommateur est prêt à substituer un bien à un autre. Hicks l'a appelé le *Taux Marginal de Substitution (TMS)*. En se débarrassant ainsi de tous les référents à l'utilité, et en créant une théorie qui est un outil conceptuel intéressant, mais qui ne dit rien sur la formation des préférences, Hicks pensait s'être débarrassé de l'utilitarisme (Blaug, 1986).

Cependant, il ne suffit pas d'abandonner l'utilité cardinale pour renoncer à l'utilitarisme. Lorsque Hicks fait l'hypothèse que les individus ont un système d'indifférence (et non plus d'équivalence comme Marshall) généralisé qui leur permet de substituer tous les biens, dont la monnaie, entre eux, il fait tacitement l'hypothèse que tous ces biens ont un étalon commun. Cet étalon est l'utilité, une utilité ordinale car elle ne sert plus qu'à classer les préférences. Mais même pour opérer un classement, il faut un référentiel commun.

Après avoir introduit la notion de TMS et de demande compensée, Hicks enrichit son analyse du comportement du consommateur avec le concept de « *general purchasing power* » qui permet de formaliser une substitution entre un bien et le revenu du consommateur ou la monnaie qu'il détient. C'est cet élément qui intéresse essentiellement nos propos. En effet, dans ce cadre, le prix du bien X est égal au Taux Marginal de Substitution entre le bien et le *general purchasing power* (la monnaie). Théoriquement, ce prix représente la quantité de monnaie que le consommateur est prêt à substituer à une unité supplémentaire de bien X à un point précis. Cette introduction de la monnaie permet à Hicks de développer une nouvelle approche du surplus et de mettre en évidence l'erreur de la mesure de Marshall qui « surestime le surplus dont le consommateur

bénéficie en pouvant payer tout son achat à un prix uniforme. Elle surestime le surplus en raison d'un effet revenu réel positif. » (Blaug, 1986 : 425).

Il définit une première fois en 1939, dans *Value and Capital*, la variation compensatrice: « La meilleure façon de considérer le surplus du consommateur est de le voir comme un moyen d'exprimer, sous forme de revenu monétaire, le gain du consommateur après une baisse de prix. Ou mieux, c'est la variation compensatrice du revenu, dont la perte annulerait la baisse de prix, et laisserait le consommateur dans une situation identique. » (Hicks, 1939). Pour lui, cette variation est calculée à partir du niveau d'utilité de départ, elle représente la somme qu'il faudrait enlever au consommateur pour qu'il reste au même niveau d'utilité après la baisse de prix. Mais, notant que la mesure est différente selon que le calcul est fait par rapport à la situation d'arrivée ou de départ, il introduit en complément le concept de variation équivalente du revenu qui est calculée à partir du niveau d'utilité d'arrivée, elle indique la somme qu'il faudrait donner au consommateur pour qu'il ait une utilité équivalente à celle qu'il aurait après la baisse de prix.

Ce résultat de Hicks est fondateur de la méthode d'évaluation contingente. Il permit, après application à des variations de quantités de bien public, de donner un fondement théorique à des mesures de consentement à payer ou à recevoir. Dans l'exemple d'une baisse de prix, la variation compensatrice équivaut à un consentement à payer et la variation équivalente à un consentement à recevoir. Bien que la première évaluation contingente fut conduite en 1963 par Davis, le cadre théorique permettant de situer la mesure d'un consentement à payer au sein de l'économie du bien-être ne fut correctement défini qu'en 1974 par Mäler. La mesure hicksienne du surplus est à la base de ce modèle, mais, alors que Hicks raisonnait sur des variations de prix de biens marchands, Mäler définit des variations de revenu compensatrices ou équivalentes sur des

variations de quantité ou de qualité de biens publics environnementaux. Ces variations de surplus étant calculées à utilité constante, il est possible de déduire des courbes de demande compensées pour ces biens environnementaux – dénués de prix - à partir des réponses des individus enquêtés. Nous avons vu qu'une des innovations essentielles de Hicks, à la source de son renouvellement de l'analyse du surplus, était le concept de "*general purchasing power*" qui permettait de représenter les comportements du consommateur comme un arbitrage entre la consommation d'un bien et l'utilisation de son revenu pour consommer d'autres biens. Dans ce cadre, les variations de prix d'un bien peuvent aisément être converties en variation du revenu du consommateur. Mäler conserve l'idée de *general purchasing power*, mais enrichit l'analyse de Hicks – qui porte sur les biens marchands, dotés d'un prix et d'un marché-, en faisant l'hypothèse que les biens publics sont également des substituts parfaits au revenu des consommateurs. Ces derniers sont ainsi jugés capables d'arbitrer entre leur consommation de biens privés et la qualité ou la quantité de biens d'environnement. Si nous envisageons par exemple une amélioration de la qualité de l'air de Z0 en Z1, le consommateur passe automatiquement du point A au point B, où il jouit d'un revenu identique et d'une qualité de l'air supérieure, ce qui le situe naturellement sur une courbe d'indifférence et un niveau d'utilité supérieur U1. C'est cette augmentation d'utilité, de bien-être, provoquée par l'amélioration de la qualité du bien d'environnement, que cherche à mesurer une évaluation contingente.

Suite à cet éclairage théorique dont le point de départ était le surplus du consommateur, il apparaît évident que le cadre théorique de l'évaluation monétaire de l'environnement est fondé sur des postulats utilitaristes. La substitution entre la monnaie et les biens d'environnement, indispensable à l'exercice d'évaluation, n'est en effet possible que grâce au recours à un étalon commun utilitaire. Nous avons vu qu'un système d'équivalence (Hicks), comme d'indifférence

(Marshall), ne peut être établi sans un étalon commun permettant l'exercice de substitution. Illustration. Pour qu'un consommateur décide, par exemple, qu'une forêt vaut 1000 \$, il faut qu'il puisse comparer la valeur des 1000 \$ et celle de la forêt sur un étalon commun et l'utilité remplit ce rôle. La peine qu'il a à se séparer de cette somme doit être égale au plaisir que lui rapporte la conservation de la forêt dans un cadre cardinaliste comme celui de Marshall. Le consommateur doit être indifférent entre perdre 1000 \$ et conserver la forêt dans un cadre ordinaliste ou hicksien.

En somme, l'hypothèse de « valeur utilité » crée un système d'équivalence ou d'indifférence universel, c'est elle qui permet de substituer monnaie et biens. Ce cadre théorique repose sur trois hypothèses:

- les préférences individuelles sont le fondement de la valeur des biens, hypothèse qui inscrit cette théorie dans la pensée utilitariste ;
- la monnaie est désirée pour son utilité;
- les individus sont attachés à la nature du fait de l'utilité qu'elle leur procure.

Nous allons, tour à tour, explorer chacune de ces hypothèses en abordant la posture utilitariste, le statut de la monnaie ainsi que les liens entre nature et utilité.

DOCTRINE UTILITARISTE

La poursuite de notre réflexion nous amène sur un autre territoire disciplinaire, celui de la philosophie. On y apprend que l'évaluation monétaire de la variation de bien-être d'un individu,

et son intégration dans une procédure de décision publique de type analyse coût-avantage, est la réalisation, par les économistes du bien-être, du projet utilitariste d'*arithmétique sociale* fondée sur le calcul des plaisirs et des peines et l'évacuation de toute règle morale.

Comme nous l'avons souligné à plusieurs reprises, l'hypothèse centrale de l'exercice d'évaluation monétaire de l'environnement est la possibilité de substitution entre biens marchands et biens d'environnement. Les biens marchands étant assimilés au revenu du consommateur, cette hypothèse est celle de la commensurabilité des biens d'environnement, qui signifie la possibilité de substituer monnaie et états de la nature. Cette condition posée à la mesure du surplus du consommateur s'exprime différemment dans un cadre marshallien et dans un cadre hicksien. Elle est cependant une conséquence du même postulat utilitariste : les préférences individuelles sont le fondement de la valeur. Les fondements de l'évaluation contingente sont donc utilitaristes.

L'idée selon laquelle l'utilité peut être considérée comme un équivalent général à tous les biens est le résultat de l'intégration de l'éthique utilitariste à la science économique. Bentham, le fondateur de l'utilitarisme, considérait à la fin du 18^{ème} siècle que les actions des individus ne peuvent être évaluées qu'en fonction de l'utilité qu'elles leur apportent, et donc qu'en fonction de leurs préférences individuelles. Les économistes néoclassiques, dans la continuité de cette pensée, établirent au 19^{ème} siècle que la valeur des biens - telle qu'elle peut être exprimée dans une fonction de demande - ne prend sa source que dans l'utilité que ces biens apportent aux individus. Ce faisant, ces économistes adoptèrent le postulat utilitariste de la négation de tout principe moral supérieur. Un postulat nécessaire à l'évaluation monétaire car la morale, qui crée des hiérarchies, des situations d'incommensurabilité, brise les possibilités de substitution.

Bentham²⁴ avait commencé sa vie active en tant qu'avocat. Mais, dès son retrait du barreau, il choisit de consacrer son existence à la conception d'un système juridique et politique ayant d'autres fondements que l'usage, la coutume, les mœurs ou les croyances. Le fondement de ce système peut être résumé par la formule célèbre « le plus grand bonheur du plus grand nombre ».

La pensée de Bentham part du principe suivant : les individus ne conçoivent leurs intérêts que sous le rapport du plaisir et de la peine. Ils cherchent à « maximiser » leur bonheur, exprimé par le surplus de plaisir sur la peine. L'ambition de Bentham était de fonder une philosophie politique et morale sur un calcul des plaisirs et des peines des individus. La morale devient une affaire d'arithmétique. Bentham avait mis au point une méthode qui vise à déterminer scientifiquement – en usant de règles précises – la quantité de plaisir et de peine générée par nos diverses actions.

Ces critères sont au nombre de sept :

- **Durée** : Un plaisir long et durable est plus utile qu'un plaisir passager.
- **Intensité** : Un plaisir intense est plus utile qu'un plaisir de faible intensité.
- **Certitude** : Un plaisir est plus utile si on est sûr qu'il se réalisera.
- **Proximité** : Un plaisir immédiat est plus utile qu'un plaisir qui se réalisera à long terme.
- **Étendue** : Un plaisir vécu à plusieurs est plus utile qu'un plaisir vécu seul.
- **Fécondité** : Un plaisir qui en entraîne d'autres est plus utile qu'un plaisir simple.
- **Pureté** : Un plaisir qui n'entraîne pas de souffrance ultérieure est plus utile qu'un plaisir qui risque d'en amener.

²⁴ Toute les citations de cette partie sont tirées d'un manuscrit dont le titre évocateur est « Le calcul des plaisirs et des peines » rédigé « aux environs de 1782 » et réédité dans *La revue du MAUSS* en 1989.

Par exemple, pour juger l'ivrognerie, Bentham ne s'attachera pas à montrer dans l'ivrognerie une action honteuse, dégradante, mauvaise en elle-même, comme le feraient certainement d'autres morales; mais il s'engage à montrer mathématiquement qu'elle sera nuisible du fait que la colonne des pertes probables l'emporte de beaucoup sur celle des profits assurés. Ainsi, pour dresser ces colonnes de perte et de profit, il lui fallait se doter d'une unité de mesure commune, permettant d'exprimer toutes les satisfactions et toutes les douleurs dans la même unité. Cette unité de mesure n'est nulle autre que la monnaie. Il justifie ce choix ainsi :

Pour produire le plaisir..., le législateur n'a qu'une voie à suivre : et c'est de mettre à la disposition d'un homme quelque *instrument* de plaisir, et lui laisser le soin de l'application. Par instrument de plaisir nous devons entendre tout ce qu'implique le nom de possession : que cette possession soit une entité réelle ou fictive. Les possessions qui sont des entités réelles se trouvent toutes parmi les différents corps qui nous entourent : corps dont la valeur, c'est-à-dire l'aptitude à produire le plaisir, est mesurée par cette espèce de corps qui est le gage et le représentant de presque tous les autres, comme étant le moyen de se les procurer à tout instant, je veux dire l'argent. Les possessions qui sont des entités fictives sont le pouvoir et la réputation. L'argent est encore, directement ou indirectement, un moyen de les acquérir... Or, si l'argent est l'instrument courant du plaisir il est clair, par une expérience irréfutable, que la quantité de plaisir effectif suit, dans chaque cas déterminé, selon tel ou tel rapport, la quantité d'argent. » (Bentham, 1989 : 73).

Pour fins de précision, Bentham suggérait par la suite de considérer la monnaie comme un bien comme un autre, procurant de l'utilité :

Si donc de deux plaisirs, l'un produit par la possession d'une somme d'argent, et l'autre non, un homme est aussi désireux de jouir de l'un que de l'autre, ces plaisirs doivent être

réputés égaux. Mais le plaisir produit par la possession de l'argent est *comme* la quantité d'argent qui le produit : l'argent est donc la mesure de ce plaisir. Mais l'autre plaisir est égal à celui-ci ; donc l'autre plaisir est comme l'argent qui le produit : donc l'argent est aussi la mesure de cet autre plaisir. Il en est de même entre peine et plaisir, comme aussi entre peine et plaisir. » (Bentham, 1989 : 73).

Cette conception de la monnaie est indispensable au travail de substitution entre la monnaie et le bien car pour qu'il puisse y avoir substitution, il faut que les deux « objets » puissent être évalués sous le même étalon (l'utilité). Marshall, Hicks et Mäler firent plus tard la même hypothèse qui leur permit de substituer monnaie et biens puis monnaie et nature.

Comme la plupart des économistes du bien-être, Bentham fit par la suite l'hypothèse que l'utilité marginale du revenu est la même pour tous les individus (c'est-à-dire que la perte ou le gain d'un montant identique procure à tous les individus la même variation de bien-être) et qu'ils peuvent donc comparer entre eux leurs plaisirs exprimés en monnaie :

L'usage d'une commune mesure est de permettre à la personne qui parle de communiquer, à toute personne à qui elle parle, la même idée qu'elle conçoit elle-même de la quantité d'une chose dont elle parle... Si donc, venant à parler des quantités respectives de diverses peines et de divers plaisirs, et nous mettant d'accord pour formuler à leur propos les mêmes propositions, nous voulons attacher les mêmes idées à ces propositions, en d'autres termes, si nous voulons nous comprendre l'un l'autre, il nous faut employer une commune mesure. La seule commune mesure que comporte la nature des choses c'est l'argent. » (Bentham, 1989 : 75).

Comme Marshall, Hicks ou Mäler, Bentham avait donc l'ambition de mesurer les plaisirs et les peines, ou autrement dit, des variations de bien-être. Il avait également la même conception de la

monnaie et était obligé de faire la même hypothèse sur les revenus pour permettre les comparaisons entre individus.

L'utilitarisme prône ainsi de juger les actions sur le seul critère du bonheur ou des préférences des individus. Pour les biens, c'est identique, leur valeur est d'autant plus élevée qu'elle apporte de la satisfaction aux individus. L'utilité est débarrassée de son contenu normatif, dé-moralisée comme dirait Goux (1995), et dans son acception qui est à présent économique, elle « ne signifie rien d'autre que la propriété de satisfaire à un désir individuel (et momentané) quelconque. Est utile, en ce sens, tout ce qui est ici et maintenant désirable, même le nuisible, le « superflu », - et au sens courant l'« inutile » » (Goux, 1995 : 106).

On peut donc facilement établir une filiation entre l'approche philosophique de Bentham et le cadre théorique de l'évaluation monétaire de l'environnement. Ces écrits illustrent, de façon assez remarquable, la filiation entre la philosophie utilitariste et la théorie de l'évaluation monétaire de la nature. Bentham, ouvrant la voie à Marshall, Hicks, ou Mäler, propose de mesurer des variations de bien-être en utilisant l'utilité comme étalon commun et la monnaie comme unité de mesure. Or, l'une des conditions nécessaires à cette construction théorique est que la monnaie puisse être ramenée à la seule utilité qu'elle procure aux individus.

STATUT DE LA MONNAIE

Après ce détour par la pensée utilitariste, nous avons pu mettre en évidence que l'exercice de substitution entre la monnaie et la nature, indispensable à la réalisation d'une évaluation contingente, reposait sur une conception philosophique utilitariste. La substitution n'est possible

que parce que les individus peuvent comparer tous les biens en fonction d'un étalon commun : l'utilité. La monnaie ne fait pas exception, elle ne doit son existence qu'à l'utilité qu'elle apporte aux individus. Puisque la crédibilité de l'évaluation monétaire de l'environnement par l'usage d'une évaluation contingente repose sur cette hypothèse monétaire, il semble raisonnable de s'arrêter un moment sur la question de la monnaie.

Du point de vue de l'économie néoclassique, un bien peut être considéré comme une monnaie s'il fait office à la fois d'unité de compte, qui permet de mesurer la valeur de biens hétérogènes, de moyen de paiement, qui permet d'acquérir n'importe quel autre bien, et d'instrument de réserve, qui représente une des formes de la richesse. Pourtant, un détour par les débats de la théorie monétaire montre que cette conception est très loin de faire l'unanimité. L'objectif n'est pas de chercher à rentrer dans ces débats, nos compétences en la matière feraient défaut, mais seulement de tester le réalisme des hypothèses utilisées dans le cadre d'une évaluation contingente. Ce qui revient, finalement, à interroger la validité de la conception néoclassique de la monnaie. Les principaux supports utilisés à cette fin - et qui seront régulièrement mis à contribution dans les lignes qui suivent - sont, en plus des références sur la théorie néoclassique déjà abordées, l'ouvrage d'Aglietta et Orléan, *La violence de la monnaie* paru en 1984, et mis à jour en 2002 sous le titre *La monnaie entre violence et confiance*.

Ces auteurs partent du fait, indiscutable, que la monnaie ne peut être monnaie que si elle est acceptée et reconnue par tous. Ils en déduisent que les individus ne peuvent pas être considérés comme des acteurs isolés, puisque le choix de détenir ou non de la monnaie demande qu'ils tiennent en compte les décisions des autres acteurs économiques. Prenant au sérieux cette dimension collective de la monnaie, ils considèrent qu'elle est une institution, un fait social total.

Après avoir rappelé ce qu'était l'utilitarisme, on comprend que cette doctrine philosophique est peu compatible avec cette définition de la monnaie. On ne peut en effet faire l'hypothèse que la société n'est que l'addition d'individus isolés et accepter qu'il existe une institution transcendante dans laquelle cette société se matérialise. En fait, la monnaie pose un problème à l'utilitarisme parce qu'elle le confronte à la société dont, fondamentalement, il nie l'existence.

Cette contradiction est expliquée de la façon suivante. Pour Aglietta et Orléan, la théorie néoclassique n'a pas besoin de la monnaie pour expliquer la société marchande et l'échange, pour la bonne raison qu'elle postule la société marchande et l'échange avant d'introduire la monnaie et ce, à travers trois hypothèses :

- « l'hypothèse de nomenclature » : Aglietta et Orléan reprennent la définition qu'en donnent Benedetti et Cartelier: « L'hypothèse de nomenclature revient à supposer possible une description d'un ensemble de choses, qualifiées de biens ou de marchandises, antérieurement à toute proposition relative à la société » (cités par Aglietta et Orléan, 2002 : 20). Selon Aglietta et Orléan « cette liste est constituée de biens élémentaires à la qualité supposée homogène et parfaitement connue de tous » (Aglietta et Orléan, 2002 : 20). L'hypothèse, pour banale qu'elle est, n'est pourtant pas anodine, car en définissant à l'avance les biens, elle fige leur valeur d'usage avant même que le rapport d'échange n'ait eu lieu. La valeur d'usage est donc considérée comme naturelle. Cette hypothèse pose un premier problème : en considérant les valeurs d'usages comme données, les économistes néoclassiques s'empêchent d'étudier l'élément essentiel de la dynamique des sociétés marchandes qu'est la production de ces valeurs. « Pourtant, l'invention de nouvelles marchandises, porteuses de nouveaux modes de vie, s'impose à l'analyste comme une dynamique bien plus significative au regard de l'histoire du

capitalisme que la seule évolution des prix. » (Aglietta et Orléan, 2002 : 21). Par ailleurs, poser comme connus les biens et leurs différentes caractéristiques par les consommateurs revient à supposer que ceux-ci partagent déjà une information commune, un espace social commun dans lequel pourra se faire l'échange. Pour expliquer ce dernier, la théorie néoclassique place dès l'origine les échangistes dans un univers social déjà structuré par un langage commun, celui des objets décrits par l'hypothèse de nomenclature.

- Une autre hypothèse, complétant la première, est que chaque individu possède un ordre de préférence stable et indépendant des autres individus, qui lui permet d'exercer des choix à l'intérieur de la liste préalablement définie par l'hypothèse de nomenclature. L'*homo oeconomicus* ainsi défini maximise son utilité en étant radicalement séparé des autres, « seule compte pour lui la consommation solitaire de marchandises. Aucun autre lien ne le rattache à la société » (Aglietta et Orléan, 2002 : 22).
- La troisième hypothèse est celle généralement connue sous le nom de « principe d'utilité marginale décroissante », que l'on a précédemment vu dans la décroissance du Taux Marginal de Substitution de Hicks et qui signifie, en résumé, que le consommateur est un être raisonnable (en plus d'être rationnel). Son désir est fini, il décroît au fur à mesure que les quantités consommées augmentent. Le consommateur n'est la proie d'aucun « fétichisme aveugle » et peut remplacer la consommation d'un bien par celle d'un autre aux caractéristiques voisines. « À l'évidence, qui prend au sérieux *homo-oeconomicus* doit voir en lui, non pas l'homme moderne de la lutte concurrentielle, vivant dans l'incertitude de ses liens avec autrui, mais le produit d'une très haute civilisation, ayant accompli sur lui même une véritable ascèse grâce à laquelle il s'est libéré définitivement de la passion des autres. » (Aglietta et Orléan, 2002 : 22).

Selon Aglietta et Orléan, ce cadre, conçu pour expliquer l'échange entre les individus, n'explique finalement rien, car toutes les conditions de l'échange sont contenues dans les hypothèses :

Les trois hypothèses fondatrices que nous avons dégagées (...) nous donnent à voir un monde où les liens sociaux sont déjà solidement tissés : les marchandises sont données et parfaitement connues de tous les acteurs, chacun d'eux sait ce qu'il veut, sans en vouloir trop, et se déclare prêt à arbitrer rationnellement entre moins de ceci et plus de cela. Sur de telles bases, l'obtention d'un accord entre les échangistes n'a rien d'un résultat surprenant. C'est le contraire qui aurait été étonnant. Tout a été fait pour qu'il en soit ainsi. La possibilité d'un équilibre général sur tous les marchés est inscrite dans les hypothèses. Aussi, la thèse selon laquelle cet équilibre serait à mettre au seul crédit des forces concurrentielles et du mécanisme des prix ne nous paraît pas fondée. (Aglietta et Orléan, 2002 : 23)

En effet, dans ce cadre, l'échange repose sur un « principe de valeur » qui fait que l'échange est posé avant même que les individus entrent en relation. Du fait des trois hypothèses précisées plus haut, avant que l'échange ait lieu, chaque individu connaît parfaitement chaque bien et lui attribue une valeur d'usage fondée sur son utilité. Cette valeur, contenue dans les biens (des « réservoirs d'utilité ») et qui provoque l'échange et la relation sociale, est purement « *objectale* » (Aglietta et Orléan, 2002 : 216) puisque centrée autour de la marchandise. Ce principe « réduit le rapport de l'homme au monde au seul calcul du maximum d'utilité des choses consommées. » (Aglietta et Orléan, 2002 : 23). Pour postuler cet équilibre, nul besoin donc de la monnaie, « à quoi pourrait-elle servir dans un monde où les rapports entre échangistes sont totalement déterminés par le principe de valeur ? » (Aglietta et Orléan, 2002 : 24).

Cet aperçu de la théorie monétaire néoclassique montre donc que la conception de la monnaie utilisée dans la théorisation de l'évaluation contingente pose problème. L'idée d'une monnaie

« source d'utilité », qui permet l'exercice théorique de substitution, ne résiste pas à la critique. Pour penser la monnaie, il paraît indispensable de penser la société marchande et son rapport social élémentaire, le rapport marchand.

Pour Aglietta et Orléan, il est illusoire de chercher à expliquer la monnaie en adoptant un « principe de valeur ». Ils adoptent au contraire une « hypothèse monétaire », dans laquelle « le rapport marchand est toujours un rapport monétaire » (Aglietta et Orléan, 2002 : 35), où la monnaie ne se rajoute pas une fois que les termes de l'échange ont été conclus mais où son existence est nécessaire à l'échange marchand. Pour cela, Aglietta et Orléan, guidés par des travaux d'anthropologie (tels que ceux de Mauss), retournent à la source de l'échange marchand, à sa singularité.

L'échange marchand n'est qu'une des formes de l'échange. Contrairement à ce que pourrait laisser penser une lecture économique et contemporaine du sujet, l'histoire et l'analyse anthropologique ne montrent pas une prégnance de la forme marchande de l'échange dans les sociétés humaines. Cette forme s'est surtout développée avec la révolution industrielle et irrigue depuis les sociétés occidentales. La prétention à la modernité de ces sociétés, à une coupure radicale avec leur passé et leur tradition par le recours à la science et à la rationalisation formelle, a eu pour conséquence d'assimiler l'échange marchand et son apparente objectivité monétaire à ce mouvement de modernisation. Il y a donc, dans l'imaginaire occidental, l'idée que le projet de la modernité se réalise au fur et à mesure qu'avance la relation marchande. De ce fait, selon Aglietta et Orléan :

Remettre l'échange marchand à sa juste place (...) n'est pas simple affaire d'érudition. Pour l'économiste, l'enjeu est même fondamental. Il s'agit pour lui de prendre une saine distance par rapport à son objet d'étude, distance sans laquelle il n'est pas de pensée possible. Le danger est bien réel tant l'évidence de la marchandise finit par aveugler l'économiste: constamment présente à son regard où qu'il se porte, elle peut être perçue à la longue comme une donnée `` naturelle`` de la vie sociale et, de cette manière, échapper au questionnement critique. C'est seulement grâce au recul que permettent l'anthropologie et l'histoire qu'il est possible d'en éprouver l'étrangeté, premier pas d'une compréhension véritable.» (Aglietta et Orléan, 2002 : 40)

Les deux auteurs cherchent donc à définir la singularité de la relation marchande. Ils rappellent, pour commencer, des travaux anthropologiques montrant que, dans de nombreuses sociétés, l'échange de marchandises s'opère dans une confusion totale entre l'objet échangé et le sujet. C'est notamment le cas dans la société *Mauri* que décrit Marcel Mauss : « Ce qui, dans le cadeau reçu, échangé, oblige, c'est que la chose reçue n'est pas inerte. Même abandonnée par le donateur elle est encore quelque chose de lui. Par elle, il a prise sur le bénéficiaire.» (cité par Aglietta et Orléan, 2002 : 41). L'échange marchand, au contraire, se caractérise par une séparation radicale entre l'objet et le sujet. Aglietta et Orléan retiennent trois caractéristiques de ce type de relation : « (1) la marchandise est un objet anonyme, librement transférable parce que radicalement détaché des individus qui l'achètent et le vendent ; (2) une fois la transaction effectuée, les individus sont quittes : aucune obligation n'est conservée ; (3) l'échange vise à accroître l'utilité des individus concernés. » (Aglietta et Orléan, 2002 : 43). Dans cette configuration, les biens deviennent des marchandises, à savoir « des objets inertes, anonymes, voués à l'utilité, librement transférables car dotés de propriétés intrinsèques, indépendantes des individus qui les manipulent et de leur statut social » (Aglietta et Orléan, 2002 : 43). Lors d'un échange marchand « idéal », les individus sont donc seuls face à la marchandise qu'ils se procurent parce qu'elle leur apporte de

l'utilité. L'altérité est absente de cette conception de l'échange, la société n'intervient pas dans le choix de l'individu (comme elle pourrait le faire si le consommateur choisissait un bien pour le prestige qu'il lui apporte).

D'après Aglietta et Orléan, cette « primauté accordée partout aux relations aux objets doit se comprendre comme l'expression d'une volonté systématique de se dégager radicalement des obligations que la société fait peser traditionnellement sur ces membres » (Aglietta et Orléan, 2002 : 50). Il est en effet difficile de ne pas voir, dans cette séparation, le travail de purification exercé par les modernes entre nature et culture, science et société. Là où, comme dans les sociétés « archaïques » ou « pré-modernes », on avait des biens complètement imbriqués dans les relations sociales, le travail de purification cherche, au nom des avancées scientifiques et de l'émancipation des individus de leur vieille matrice sociale, à opérer une séparation nette. D'un côté, des objets, aux caractéristiques naturelles et connues de tous. De l'autre, des individus autonomes, libres, détachés des contingences sociales. Mais ce travail de purification ne peut être fait, d'après Aglietta et Orléan, qu'en développant une théorie de l'échange où le principe de valeur (qui postule la société à travers l'hypothèse de nomenclature) ferait sa place à une hypothèse monétaire où la monnaie « donne vie sociale à la séparation marchande » (Aglietta et Orléan, 2002 : 59). Pour ces auteurs, en effet, la monnaie est une institution protectrice, une réponse à l'incertitude inhérente aux sociétés marchandes. Privés de la protection des solidarités traditionnelles et soumis aux diktats de la rareté, les gens cherchent désespérément à stabiliser les bases de leur existence, c'est-à-dire à conjurer provisoirement la menace de l'exclusion. Et c'est dans la société qu'ils cherchent cette protection, sous forme d'une institution, qui prend la forme de la monnaie.

La monnaie serait donc une institution sociale répondant à l'incertitude inhérente aux sociétés marchandes. On comprend ainsi qu'il n'y a de relation marchande que monétaire, et que les sociétés « pré-modernes » où l'incertitude économique est faible soient moins monétarisées. On comprend également l'incapacité de la théorie néoclassique à expliquer correctement la monnaie.

Le recours à l'analyse d'Aglietta et Orléan nous a permis de revenir sur la nature du lien marchand. Ce détour était utile pour éclairer la réflexion sur l'évaluation contingente car cette méthode a précisément pour objectif de transformer sur un marché fictif des biens non marchands en marchandises. La relation marchande, par opposition à d'autres types d'échanges, se caractérise par une séparation radicale entre le sujet et l'objet. Loin d'être neutre, le recours à la monnaie - dans des échanges qui deviennent ainsi marchands - transforme profondément la nature des relations sociales. Prendre au sérieux la monnaie, c'est également prendre au sérieux les conséquences de son introduction dans de nouveaux secteurs. Un passage par la nature nous éclairera sur cette question.

NATURE ET UTILITÉ

L'exercice d'évaluation des bénéfices nécessite que soient substituables monnaie et biens. Cette substitution n'est possible que dans un cadre utilitariste où tous les biens, monnaie y compris, peuvent être évalués selon l'étalon de l'utilité. Dans ce cadre, en toute logique utilitariste, la nature est envisagée à travers l'utilité que les individus en retirent, ces derniers peuvent donc substituer biens naturels et monnaie et théoriquement, donc, toute destruction environnementale peut être compensée monétairement.

Dans le monde réel, néanmoins, cela semble moins simple. Par exemple, on peut douter que des individus engagés dans des associations de défense de l'environnement acceptent d'arrêter leurs activités contre paiement. Ces individus auraient comme point commun de faire passer une préoccupation, un engagement, avant leur richesse monétaire, ce qui est inconcevable dans la philosophie utilitariste. Si de telles attitudes existent, cela veut dire que tout ne peut plus être considéré comme équivalent, que l'univers homogène créé par l'utilité est brisé, qu'il existe des hiérarchies absolues dans les choix, que les individus ont une considération éthique de la nature qui n'est pas soluble dans l'utilité.

Du fait notamment de ses fondements utilitaristes, l'économie de l'environnement néoclassique s'avère par ailleurs incapable de relever le défi de la multidimensionalité des problèmes d'environnement qui sont constitués d'un mélange de nature et de culture, de contraintes physiques et de représentations sociales (Latour, 1997). Ce réductionnisme est celui de la théorie néoclassique, pour qui, selon Faucheux et Noël, « le marché apparaît non seulement comme le mécanisme de régulation économique mais aussi comme le mécanisme de régulation sociale et bientôt comme le mécanisme de régulation de la nature. Il ne s'agit pas de l'accession de la société à la dimension économique, mais plutôt de la réduction de toute la société, et même de la nature à l'économique » (Faucheux et Noël, 1995 : 31-32).

Le traitement du « temps » par la théorie néoclassique est également source de problème quand il s'agit de traiter l'environnement. Le recours à la notion d'équilibre signifie en effet, qu'après une quelconque perturbation, les forces se rééquilibrent et conduisent, par optimisation, à un état stable. Rien n'est donc irréversible, l'effet de certaines actions peut être annulé par d'autres. En fait, le temps, dans sa durée, est inexistant, ce qui constitue, d'après Sapir, un des « trous noirs »

de la science économique : « La théorie de l'équilibre général est avant tout une théorie de la négation du temps comme durée. Cela se manifeste sous la forme d'une hypothèse, explicite ou implicite, de parfaite réversibilité des décisions. » (Sapir, 2000 : 177). L'économie de l'environnement est par conséquent une théorie fondamentalement optimiste. Le progrès technique garantit que les destructions d'aujourd'hui pourront être compensées demain (Faucheux et Noël, 1995 : 33). Or, « les travaux actuels sur la dynamique des systèmes tendent à montrer que l'équilibre est un concept ancré dans les esprits mais qu'il n'existe guère d'équilibre qu'instantané dans la nature comme dans l'économie. » (Weber, 1995 : 4). L'intrusion de l'irréversibilité, de l'incertitude et du temps long fragilise largement les présupposés théoriques de la doctrine utilitariste.

Ces fondements utilitaristes ont par ailleurs des implications majeures sur la conception de la théorie néoclassique du lien qu'entretiennent les humains avec leur environnement. « Voir l'environnement comme un ensemble d'objets qui peuvent être échangés sur un marché modifie profondément la façon dont nous interagissons avec et dans l'environnement » (Weber, 2002 : 13). La valeur d'un bien étant estimée à l'aune de l'utilité qu'elle apporte, la nature y est abordée de façon totalement instrumentale, c'est-à-dire comme un instrument au service de la satisfaction des individus (Faucheux et Noël, 1995 : 34). Or, la pluralité des valeurs portées par les individus laisse penser que le prix n'est qu'une des dimensions de la valeur, confirmant par la même occasion l'impossibilité de mesurer une « valeur d'usage » qui résumerait, sous forme monétaire, l'intégralité de la valeur du bien. Pour explorer cette hypothèse, nous ferons appel à des analyses sociologiques, notamment celles de Boltanski et Thévenot, qui permettront de réintroduire la morale et la société dans la décision des individus, deux dimensions niées par la pensée utilitariste.

La question de l'articulation entre les valeurs morales portées par les individus et celles présentes dans la société est un sujet fondamental en science humaine. Nous nous limiterons dans ce qui suit aux travaux sociologiques²⁵ s'étant intéressées aux liens entre principes moraux et société. Après une brève présentation de quelques travaux sur l'acteur pluriel, nous focaliserons notre attention sur ceux *de la justification* des actions des individus de Boltanski et Thévenot.

Parmi les théories sociologiques s'étant intéressées aux liens entre principes moraux et société, certaines conçoivent l'individu comme un être unifié, dont l'ensemble des actes et des valeurs est issu du groupe ou de la classe sociale à laquelle il appartient. La théorie de Bourdieu « est aujourd'hui la construction la plus familière de cette conception de l'action dans laquelle l'individu est la cristallisation d'un ensemble de dispositions précocement acquises, d'habitus vécus comme des évidences et comme des manifestations d'une autonomie proprement individuelle alors même qu'elles sont étroitement corrélées aux conditions matérielles et sociales de leur engendrement (Dubet, 2005). A l'opposé, de nombreuses théories de l'acteur pluriel se sont développées depuis plusieurs années :

Depuis les années 80, des critiques ont été opposées à cette vision unifiée de la personne. Un nouveau courant de recherche s'est constitué (...) autour de l'idée que l'acteur social est pluriel. Tout en se situant dans le sillage critique de P. Bourdieu, des auteurs comme Jean-Claude Kaufmann et Bernard Lahire invitent au réexamen de la notion d'habitus (...) L'idée d'acteur pluriel propose donc une conception beaucoup plus complexe et ouverte des dispositions acquises, en donnant plus de place aux logiques d'action et aux interactions. La sociologie des identités professionnelles de Claude Dubar, la sociologie

²⁵Au sein même de la discipline économique, certains travaux visaient à réintroduire la dimension morale dans les actions des individus. Voir notamment, ETZIONI, A. 1988. *The moral dimension*. Towards a New Economics. Free press, New York; SEN, A. et B. WILLIAMS. (eds.) 1982. *Utilitarianism and Beyond*. Cambridge University Press, 290 p.

de l'expérience de François Dubet, la sociologie du couple et de la famille de François de Singly, la sociologie des régimes d'action de Luc Boltanski et Laurent Thévenot ont alimenté, comme les travaux de J. C. Kaufmann et de B. Lahire, cette nouvelle perspective, qui conduit à faire éclater la notion trop unificatrice d'*habitus*. (Corcuff, 2002 : 65).

Ces théories de l'acteur pluriel n'associent plus les actes des individus à une appartenance à tel ou tel groupe mais aux situations dans lesquelles elles doivent prendre les décisions. Selon ces théories, les individus mobilisent différents « principes de justification » de l'action en fonction des circonstances. Ces individus portent donc des valeurs, qui peuvent être contradictoires, et qui s'expriment différemment selon les contextes.

Comme nous venons de le voir, les théories de l'acteur pluriel sont nombreuses, nous ne verrons ici qu'une de ses variantes développées par Luc Boltanski et Laurent Thévenot dans *De la justification. Les économies de la grandeur* (1991). Dans la première partie de leur ouvrage, les deux auteurs vont chercher « à explorer les rapports qu'entretiennent les efforts de coordination déployés dans des situations ordinaires avec la construction d'un principe d'ordre et d'un bien commun » (Boltanski et Thévenot, 1991 : 85). D'après eux, les individus, lorsqu'ils justifient leur action, font référence à une forme du bien commun, à une façon d'être *grand*, qu'ils appellent *principe supérieur commun*. Il y a plusieurs façons d'être grand, plusieurs principes supérieurs communs et chacun d'entre eux renvoie à une *cité* . Pour ce faire, ils vont s'attacher à dégager les cités, c'est-à-dire les « ordres de justification très généraux » sur lesquels sont fondées des « prétentions à la légitimité ». Les auteurs vont utiliser diverses philosophies politiques pour élaborer un modèle d'ordre légitime (une cité) : « Nous traitons les oeuvres retenues comme des entreprises grammaticales d'explication et de fixation des règles de l'accord, c'est-à-dire,

indissociablement, comme des corps de règles prescriptives permettant de bâtir une cité harmonieuse, et comme des modèles de la *compétence* commune exigée des personnes pour que cet accord soit possible. Nous nous appuyons sur ces oeuvres pour élaborer un modèle d'ordre légitime, désigné comme modèle de *cité*, qui rend explicites les exigences que doit satisfaire un *principe supérieur commun* afin de soutenir des *justifications* » (Boltanski et Thévenot, 1991 : 86).

Ce modèle en six axiomes va se retrouver dans toutes les cités présentées par Boltanski et Thévenot. Ils en identifient six, que nous allons présenter très succinctement, qui correspondent chacune à une philosophie politique particulière.

- la *cité inspirée* de Saint-Augustin est le système d'ordre qui se fonde sur l'inspiration, où l'état de grand est représenté par l'artiste et où la formule d'investissement est le renoncement ;
- la *cité domestique* de Bossuet est caractérisée par la prééminence des relations personnelles, des relations de subordination; dans cette cité, il existe des pères et des enfants, des supérieurs et des inférieurs; c'est dans la hiérarchie, liée au devoir des grands envers les petits, que se situe le principe d'ordre ;
- la *cité de l'opinion* de Hobbes : c'est la personne connue qui est le grand dans cette cité et ce renom est fondé sur l'opinion des autres ; pour parvenir à cette position, la personne doit renoncer à ses secrets, à sa vie privée;
- la *cité civique* de Rousseau : dans cette cité, c'est le citoyen, en tant qu'appartenant à un collectif, qui symbolise l'état de grand; pour atteindre cet état, l'individu doit renoncer à ses intérêts immédiats et particuliers et s'engager dans le sens de la volonté générale;

- la *cité marchande*, dont les textes fondateurs sont ceux d'Adam Smith, dans laquelle il existe des riches et des pauvres qui sont clairement ordonnés entre eux par leur capacité à développer des comportements opportunistes; la concurrence constitue dans cette cité le bien commun;
- la *cité industrielle* de Saint-Simon : le bien commun y est l'efficacité dans la mesure où elle seule permet de satisfaire les besoins; le principe d'ordre, qui permet de distinguer les individus efficaces des fainéants, est l'utilité sociale.

Chacune de ces cités constitue un ordre légitime, une « grammaire du lien politique » qui permet de donner une justification à la structure sociale selon le principe supérieur considéré. Chacune permet de donner aux individus une place dans la société, fournit des outils à même de rendre possible une interprétation et une coordination des actions. Mais ces cités ne sont pas exclusives : elles cohabitent et se côtoient au sein d'une même société, multipliant de ce fait les référents possibles de l'action et de la coordination. Dans leur vie quotidienne, les individus ne se réfèrent pas explicitement aux philosophies politiques qui sont à la base des cités. Cependant, elles n'en motivent pas moins leurs actions, leurs modalités de coordination sur la base des principes supérieurs communs qui fondent les cités. Pour ce faire, ils s'appuient sur des objets qui représentent, en quelque sorte, les cités sous une forme « matérialisée » : les mondes communs. « La référence à des choses *qualifiées* entraîne donc une extension du cadre de cohérence par laquelle les *cités* se déploient dans des *mondes communs* » (Boltanski et Thévenot 1991 : 165).

SECTION 2.4 DÉVELOPPEMENT TERRITORIAL, DÉVELOPPEMENT DURABLE ET ÉVALUATION MONÉTAIRE : QUELS LIENS ?

La problématique de la prise en compte des préoccupations environnementales dans les projets de développement territorial est aujourd'hui une préoccupation constante tant au niveau des décideurs politiques, des chercheurs (Godard, 2001; Lacour, 1992; Uhrich, 1996; Guigou, 1996, Passet et Theys, 1995) que des bailleurs de fonds (Banque mondiale, 1992; PNUD, 1998). Si le développement durable est né de préoccupations planétaires, sa prise en compte passe par l'action au niveau du local, à l'échelle du territoire. Le territoire est souvent considéré comme idéal et intermédiaire pour permettre cette intégration des dimensions économiques, environnementales et sociales, l'appréhension de la complexité et les réalités de terrain. En effet, les décisions internationales, pour avoir une traduction concrète, ne peuvent que s'inscrire à une échelle territoriale quel qu'en soit le niveau. C'est pour cela que très tôt, le rôle des collectivités locales a été affirmé dans la réalisation d'une stratégie mondiale de développement durable. Dans son chapitre 28, « la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement prône une implication forte de ce type d'acteurs » (Zuindeau, 2000 : 13). Ce rôle va se concrétiser par l'intermédiaire des « programmes Action 21 à l'échelon de la collectivité », appelés usuellement « Agendas 21 locaux »²⁶. Le territoire devient ainsi « la brique de base » du développement durable selon l'expression de Theys (2002).

Cependant, même si le territoire local, fort des trois arguments cités par Zuindeau (2000), à savoir l'effet d'agrégation (somme des actions locales), l'effet des compétences (détention de

²⁶ L'Agenda 21 est un programme international de mise en œuvre du développement durable (DD), pour le 21^{ème} siècle, structuré en quatre sections et 40 chapitres. Plus de cent soixante-dix pays l'ont signé lors du Sommet de la Terre à Rio (1992) et se sont engagés à l'appliquer.

responsabilités importantes dans des domaines liés au développement) et l'effet de proximité (considéré comme un gage d'efficacité), peut se révéler l'échelle pertinente pour l'opérationnalisation du développement durable, des raisons théoriques et empiriques nous forcent à admettre que « le développement [territorial] n'est pas mécaniquement porteur de développement durable » (Godard, 2005 : 3).

Au niveau théorique tout d'abord, plusieurs auteurs²⁷ estiment que la prise en compte de la dimension territoriale dans la problématique de la durabilité pose un certain nombre de problèmes. Ainsi, à une thèse selon laquelle, pour que le développement planétaire soit soutenable, il suffit que le développement de chaque espace local ou ensemble urbain soit lui-même viable, Olivier Godard (1994 : 317) conclut que le « développement durable n'est pas fractal », voulant dire que sa structure ne se conserve pas si on l'envisage à l'échelon local. Il ne saurait recouvrir la même réalité, les mêmes priorités et donc les mêmes formes dans toutes les régions. Pour Bertrand Zuindeau, « quand l'échelon spatial se réduit, plus l'on passe du global au local, plus, toutes choses égales par ailleurs, la durabilité tend à devenir faible » (2000 : 59). Pour illustrer son idée, il donne l'exemple de la déforestation dans un territoire. Pour lui, on peut facilement envisager du reboisement dans un autre territoire pour compenser cette déforestation puisque la pollution est globale. L'ensemble de cette opération peut mener à un équilibre interterritorial sur le bien environnemental dans la lutte contre les changements climatiques par exemple, mais s'avère impossible dans un territoire de durabilité réduit (le local). Pour Nijkamp et al. (1991), l'acquisition de la durabilité pour un territoire donné ne peut être obtenue au détriment de celle des autres territoires. Ce qui fait dire à Zuindeau qu'il faut « considérer un

²⁷ Zuindeau, 2000; Godard, 1994; Nijkamp, 1991, etc.

double système de règles : règles internes au territoire considéré, et règles externes, traitant des relations entre le territoire et ``son reste du monde`` » (2000 : 60).

Au niveau empirique, Olivier Godard cite quelques exemples de développement régional non durable :

Les États charbonniers du Middlewest des États-Unis ont joué un rôle important dans la non-ratification du protocole de Kyoto par les États-Unis. La raison en est simple : ils voulaient préserver l'économie charbonnière de cette région qui représente une part significative du PIB régional, bien qu'elle soit désormais bien moins importante qu'elle ne le fût dans le passé ; l'influence politique de cette activité demeure néanmoins fortement enracinée. [...] Autres exemples : les régions à mono-activité qui ont vécu pendant un temps sur l'exploitation d'une rente qu'ils ont dissipée, qu'il s'agisse d'exploitation forestière gérée comme une mine de bois [...] Autre exemple : la Bretagne et son élevage porcin, cas bien connu de dégradation de l'environnement résultant de méthodes écologiquement insouciantes de « valorisation » des lisiers. (2005 : 4).

Le développement durable ne va donc pas de soi comme concept transféré au niveau local. D'autant plus que les démarches locales de développement durable concluent souvent à l'impossibilité de contrecarrer les évolutions néfastes de la mondialisation dont la plus apparente est la compétitivité interterritoriale (Theys, 2002). Il leur faut alors accompagner le mouvement. La dimension matérielle du territoire est évidemment la plus concernée. Dans cette logique, les territoires doivent valoriser leur territoire conçu comme un « produit » à travers des démarches de type « marketing territorial » et valoriser les aménités environnementales dans une perspective de développement territorial. Dans ce contexte, surtout pour des territoires dépendants des ressources naturelles, l'essentiel des réflexions des acteurs territoriaux se concentre sur la question des outils pour engager des démarches de valorisation de biens et services

environnementaux. C'est que l'émergence de nouvelles fonctions productives (services environnementaux) permet désormais aux producteurs de ces territoires d'exploiter des ressources nouvelles qui vont spécifier leur offre et leur ouvrir de nouveaux débouchés, en modifiant totalement leur place dans la concurrence des produits et des territoires. L'évaluation monétaire occupe à ce niveau une place particulièrement importante.

Or, comme tout instrument et comme toute technique, l'évaluation monétaire n'est pas neutre. Faisant un rapprochement entre l'approche de la durabilité faible et l'approche d'évaluation monétaire, Sandrine Rousseau conclut que les deux approches « partagent le principe d'une primauté des préférences individuelles dans le domaine de l'environnement [et] retiennent le principe de possibles arbitrages entre biens naturels et « biens artificiels » (2000 : 122). Effectivement, en introduisant l'environnement dans la fonction d'utilité, on fait l'hypothèse que le consommateur peut faire des arbitrages entre environnement et biens privés. Il est capable de choisir entre une amélioration de la qualité de l'environnement et une augmentation de sa consommation de biens privés. Cette hypothèse est d'une portée très grande puisqu'elle permet d'étendre les concepts de demande et de valeur aux biens environnementaux. Dans une approche de durabilité faible, assigner une valeur marchande aux actifs naturels est donc considéré comme une étape nécessaire de la prise en compte de l'environnement par l'économie. Cette prise en compte correspond davantage à la construction d'un nouvel objet économique, pouvant être aisément incorporé dans la logique marchande, qu'à une véritable appréhension des influences réelles qu'exerce le système naturel sur l'activité économique et vice versa.

Dans ces conditions, il est légitime de se poser des questions sur la fiabilité et la validité des résultats fournis par l'évaluation monétaire, et de façon encore plus fondamentale, sur sa capacité

à prendre en compte la dimension collective des services environnementaux, surtout dans un contexte où l'appropriation collective des ressources naturelles s'avère une condition primordiale dans la mise en œuvre d'un développement territorial durable.

CHAPITRE 3

CADRE OPÉRAIRE

La revue de la littérature effectuée lors du survol des concepts généraux entourant le thème général de notre recherche nous a permis d'aborder plusieurs thèmes et surtout de soulever de nombreux questionnements. Cette étape s'est avérée essentielle pour nous amener progressivement à cerner certains aspects du contexte au sein duquel se pose le problème de recherche qui nous interpelle. Tentons maintenant de préciser nos questions et notre hypothèse de recherche de même que la démarche méthodologique retenue.

SECTION 3.1 QUESTIONS, HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

La question générale à laquelle veut répondre cette recherche est la suivante :

Dans quel cadre la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux peut-elle être appliquée dans la recherche d'une gestion viable d'un actif naturel ?

Afin de répondre à cette question générale, nous avons identifié deux questions spécifiques que voici :

- 1- Quels peuvent être le rôle et les limites de la démarche d'évaluation des services environnementaux dans la recherche d'une gestion viable d'un actif naturel ?

- 2- Les limites de la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux incitent-elles à remettre en cause sa validité en tant qu'outil d'aide à la décision ?

Les questions qui viennent d'être énoncées conduisent à formuler l'hypothèse suivante :

Si l'évaluation monétaire des services environnementaux est assimilée à une étude de marché en vue de déceler les potentialités liées à leur exploitation, sa légitimité est hors de tout doute. Cependant, ses limites tant logiques qu'épistémologiques la rendent inapte à fonder un outil d'aide à la décision dans le cadre d'une gestion durable des actifs naturels.

Cette hypothèse sera testée à partir des résultats de l'application des méthodes d'évaluation monétaire à trois services environnementaux livrés par la forêt privée du Bas-Saint-Laurent, et principalement aux services récréatifs à travers la méthode d'évaluation contingente.

Ainsi, les objectifs visés par cette recherche sont de trois ordres :

Technique : L'application systématique de plusieurs méthodes d'évaluation monétaire des services environnementaux offrant ainsi l'occasion d'en tester la fiabilité.

Théorique : L'interrogation, dans le cadre du développement durable des ressources naturelles, sur la validité de la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux.

Empirique : Cette recherche, étant effectuée dans une région où les ressources naturelles ont fortement marqué le développement – au point qu'elle partage avec d'autres régions québécoises le qualificatif abusif de « régions-ressources » -, il est à espérer que certains de ses arguments puissent être utiles pour amorcer une réflexion sur la maîtrise locale et viable des ressources naturelles.

SECTION 3.2 DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE

Notre recherche emploie une méthodologie évaluative et compréhensive dans le sens où notre intérêt porte non seulement sur les résultats des évaluations monétaires, mais également sur les éléments pouvant amener une certaine amélioration dans la prise en compte des ressources environnementales en vue d'une gestion viable des actifs naturels.

En effet, notre démarche d'investigation comporte trois étapes relativement distinctes mais évidemment interreliées. La première étape consiste à mener un exercice d'évaluation monétaire de trois services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent, en l'occurrence la séquestration du carbone, la purification de l'eau et la récréation. À ce niveau, l'objectif est purement technique et répond à une interrogation quant à la faisabilité de telles évaluations monétaires à un niveau régional. La seconde étape est, quant à elle, d'ordre analytique. Elle vise à vérifier la première partie de notre hypothèse de départ, à savoir que l'évaluation monétaire des services environnementaux peut être assimilée à une étude de marché en vue de déceler les possibilités liées à leur exploitation pouvant représenter d'importants leviers pour le développement territorial. La troisième et dernière étape est d'ordre critique. Elle se veut un élargissement de la thématique de l'évaluation monétaire des services environnementaux au domaine de la prise de décision collective. En se basant ainsi sur les résultats de l'application de l'évaluation contingente aux services récréatifs – puisque cette méthode, contrairement aux autres, est présentée comme pouvant théoriquement prendre en compte les valeurs de non-usage - elle tente, dans un premier temps, d'en dégager les limites et la non validité en tant qu'outil d'aide à la décision pour ensuite élargir le débat concernant les possibilités d'amélioration de la prise en compte des résultats de l'évaluation monétaire de l'environnement.

En ce qui a trait aux outils méthodologiques, ils ont été choisis en fonction des contraintes propres à la démarche d'évaluation de chacun des trois services environnementaux retenus. En voici une présentation sommaire. Mais avant, quelques précisions sur les méthodes d'évaluation monétaire s'imposent.

Comme cela a été souligné à la section III du chapitre 2, le raisonnement à la base de l'évaluation économique des biens et services environnementaux est le suivant : les préférences individuelles sont le fondement de la valeur économique des biens, celle-ci correspondant au surplus que l'agent peut en tirer. De manière générale, on peut estimer la valeur des biens économiques standards, qui se caractérisent par un usage unique et par un prix de marché, à partir de la mesure de ce surplus. Mais, il est plus difficile d'appliquer cette démarche à des biens multi-usages, comme le sont la plupart des biens et services environnementaux. Un environnement naturel est en mesure de répondre à plusieurs types de demande ou d'offre; par conséquent, sa valeur ne peut pas être estimée à partir d'une seule courbe de demande ou d'offre reconstituée. La disparition de cette ressource multi-usages entraîne la disparition de ces différentes utilisations et des surplus qui y sont attachés. On a proposé alors de recourir à la valeur économique totale pour estimer cette valeur à partir de l'agrégation de ces surplus, qui correspondent à la quantité de bien-être que les agents économiques tirent de l'existence de cet écosystème.

La valeur économique totale, qui vise à intégrer les actifs naturels dans la prise de décision économique, est une notion relativement récente de l'économie environnementale. Elle découle d'une vision strictement économique des éléments de l'environnement naturel. Désigner le scénario économiquement optimal de gestion d'un milieu naturel requiert ainsi d'estimer les

bénéfices attendus des différents scénarios envisageables, c'est-à-dire d'établir leurs valeurs économiques totales (Pearce et Markandya, 1989).

L'objectif de l'évaluation est d'estimer une valeur économique totale, intégrant des valeurs d'usage, d'option, d'existence et de legs pour des biens environnementaux échappant aux mécanismes du marché et pour lesquels la valeur n'est pas exprimée par un prix. En théorie, la valeur économique totale d'un écosystème est exhaustive : elle est censée représenter et englober la diversité des avantages économiques qu'un actif naturel conservé procure à la communauté humaine (Milon, 1995). Elle se compose ainsi de plusieurs catégories de valeur : (1) les valeurs d'usage direct et indirect représentent les avantages tirés de l'environnement par l'utilisation directe ou indirecte que les agents économiques font des ressources de l'environnement ; (2) la valeur d'option correspond aux bénéfices économiques dont profitent les agents de conserver l'option d'un usage futur probable d'une ressource ; (3) les valeurs de non-usage regroupent les bénéfices que va tirer un agent du maintien dans le temps de la disponibilité d'un bien, sans que celui-ci soit destiné à être utilisé.

Dans la pratique, la démarche d'estimation de la valeur économique totale se fait de deux manières : soit en agrégeant les valeurs partielles, soit en mesurant de manière directe le bénéfice total à attendre d'un actif naturel. Toutefois, les deux méthodes font face à plusieurs critiques. Tout d'abord, l'agrégation se fait sur des valeurs monétaires qui n'ont pas toutes la même crédibilité: ainsi, les bénéfices estimés sur la base d'une courbe de demande réelle sont jugés plus fiables que ceux calculés à partir d'une demande simulée. De ce fait, les valeurs de non-usage se révèlent difficilement comparables à des valeurs marchandes (Greenley et al., 1981). Ensuite, la méthode globale de calcul de la valeur économique totale présente également une limite forte:

lors de l'estimation de la valeur économique totale, la personne enquêtée doit être amenée à donner un consentement à payer qui reflète l'ensemble des bénéfices qu'elle peut attendre de l'actif naturel; elle est ainsi censée établir l'ensemble des utilisations qu'elle peut ou pourra faire de cette ressource et donner à ces usages/non-usages potentiellement concurrents une valeur monétaire globale. Il paraît délicat pour la majorité des individus de procéder à un raisonnement aussi complexe afin de fournir une réponse véritablement significative. Enfin, en recourant à la métaphore qui décrit la biodiversité dans les termes suivants : « si les gènes sont un alphabet, alors les espèces sont des mots et les écosystèmes des livres », Jacques Weber conclut que « la démarche d'évaluation économique totale d'un écosystème n'est donc pas un objet de recherche scientifique » puisqu'il est « a priori impossible de dresser la liste de toutes les fonctions écologiques et certaines sont redondantes » (Weber, 1995 : 12). Néanmoins, l'auteur admet ensuite qu'« il n'en est pas moins légitime de chercher à connaître la « valeur économique » d'une fonction particulière » (idem).

La majorité des techniques d'évaluation²⁸ s'attachent à calculer la variation du surplus du consommateur. En conséquence, la valeur des actifs environnementaux est mesurée à partir des préférences exprimées sur le marché par les individus consommateurs de ces ressources. En l'absence de marché, deux approches d'estimation de la valeur des actifs naturels peuvent être distinguées: l'évaluation directe et l'évaluation indirecte. Dans le premier cas, les techniques reposent sur l'observation des comportements des agents sur des marchés réels ou hypothétiques: elles cherchent à reconstituer la demande qui existe pour le bien environnemental non-marchand. L'estimation du consentement à payer/consentement à recevoir permet d'obtenir une mesure de la

²⁸ Pour une présentation plus détaillée de ces techniques d'évaluation, voir « O.C.D.E., 1995, *Evaluation économique des politiques et projets environnementaux. Un guide pratique*, O.C.D.E, Paris, 220 p. ».

variation compensatrice du surplus du consommateur, qui fonde la valeur économique du bien. Dans le second cas, les méthodes d'évaluation indirecte n'ont pas comme objectif de reconstruire la courbe de demande du bien puisqu'elles ne s'appuient pas sur les comportements des individus: elles cherchent à donner une valeur monétaire à une conséquence physique (positive ou négative) de l'évolution de l'environnement en recourant à des estimations monétaires existantes.

En fait, il existe de nombreuses typologies des méthodes d'évaluation dont celle que nous reprenons ici et qui, à défaut d'être exhaustive, représente les deux grandes démarches d'évaluation possibles.

L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE PAR LES PRÉFÉRENCES RÉVÉLÉES

L'évaluation directe d'un actif naturel signifie que sa valeur est estimée à partir des préférences des agents qui s'expriment sous la forme d'une courbe de demande sur le marché. Lorsque ces préférences sont exprimées à partir de données disponibles sur le marché, on parle de *préférences révélées*. On distingue cependant les informations disponibles sur un marché réel et celles présentes sur un marché-substitut.

Dans le premier cas, les prix de nombreux biens marchands dépendent de manière directe de l'état du milieu naturel. Trois techniques permettent alors d'estimer la valeur des bénéfices procurés par la conservation d'un environnement de bonne qualité:

1. À travers l'impact que l'environnement a sur la production de biens et services marchands. La variation attendue de la quantité produite d'un bien marchand à cause

de la dégradation du milieu naturel permet de donner une valeur monétaire minimale à l'actif naturel conservé.

2. À travers l'estimation des dépenses réelles de protection que sont prêts à engager les acteurs économiques pour prévenir la dégradation de l'environnement.
3. À partir du prix des biens marchands qui fournissent le même service qu'un actif naturel non marchand.

Cependant, il n'est pas toujours possible d'évaluer des actifs naturels à partir du prix de certains produits marchands. Il est par contre envisageable de décomposer le prix de ces biens marchands pour connaître la valeur implicite des actifs environnementaux qui y sont incorporés. Sur le marché immobilier, par exemple, le prix des terrains dépend partiellement de la qualité du milieu qui les environne (méthode des prix hédonistes). De la même manière, les dépenses en temps et en argent que consentent des individus pour effectuer une visite d'un site peuvent permettre d'apprécier la valeur économique qu'ils accordent à cet actif (méthode des coûts de transport).

L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE PAR LES PRÉFÉRENCES EXPRIMÉES

Les données disponibles sur les marchés ne sont pas toujours suffisantes pour permettre d'évaluer économiquement l'ensemble des biens et services environnementaux non-marchands. Par exemple, il n'existe pas de marché en mesure de donner une information sur la valeur d'option ou de non-usage de la plupart des actifs naturels. Une autre approche est cependant applicable pour tenter d'évaluer de tels bénéfices: l'évaluation contingente. Contrairement aux méthodes d'évaluation précédentes basées sur les données réelles de marché, la méthode d'évaluation contingente place le consommateur sur le marché fictif du bien naturel afin qu'il y exprime

directement ses préférences. Elle ressemble à une enquête d'opinion dans laquelle on sollicite les personnes interviewées pour savoir combien elles seraient disposées à payer pour éviter une dégradation de l'environnement ou au contraire pour assurer une amélioration de l'environnement. Ces « prix » exprimés sont ensuite agrégés pour calculer la valeur monétaire attribuée par le public à l'amélioration de l'environnement.

La réalisation d'une évaluation contingente suit habituellement trois étapes: une phase de préparation de l'enquête, une phase d'entretien individuel, et une phase de traitement des données. L'objectif de la première phase est de construire un marché fictif dans lequel l'individu puisse donner une réponse aussi réaliste que possible: les enquêtés doivent pouvoir calquer leurs réponses au scénario hypothétique sur leurs comportements en marchés réels. La deuxième étape de la méthode d'évaluation contingente est l'élaboration du questionnaire: son objectif est d'inciter les individus à révéler correctement leurs préférences pour le bien proposé sur le marché hypothétique. Pour cela, il est nécessaire de proposer aux enquêtés un indicateur des préférences (consentement à recevoir ou consentement à payer) et un mode de paiement qui soient réalistes et cohérents avec le scénario hypothétique. L'élaboration du questionnaire est primordiale pour éviter d'obtenir une réponse biaisée de l'individu. Le questionnaire permet aussi d'identifier les caractéristiques socio-économiques des individus interrogés.

L'ÉVALUATION INDIRECTE

Puisqu'elles n'ont pas pour objet de mesurer les pertes d'utilité à partir des fonctions de préférences des individus, les *méthodes d'évaluation indirecte* ne permettent pas de reconstituer une courbe de demande pour le bien environnemental.

L'objectif de la méthode dose-effet est d'évaluer monétairement la variation de la qualité/quantité de l'environnement en observant les conséquences physiques que ce changement entraîne (changement climatique, dégradation de l'état de santé d'une population par exemple). Dans ce cas, ces conséquences ont un impact physique global qui est évalué en recourant à des données monétaires n'ayant aucun lien avec préférences individuelles. Cette approche est en particulier utilisée dans la méthode des coûts sanitaires qui mobilise aussi le concept de coût de la vie pour évaluer les conséquences sur la santé du fait d'une dégradation de la qualité de l'environnement.

Il est également possible d'estimer la valeur d'un actif naturel à partir du coût qu'il faudrait supporter pour remplacer ses fonctions productives par du capital artificiel. Contrairement à l'évaluation de l'environnement par estimation des dépenses réelles de protection, cette méthode d'évaluation du bénéfice environnemental vise à estimer la dépense potentielle qu'il faudrait accepter pour contrer la dégradation de l'environnement. Cette technique d'évaluation est donc déconnectée des consentements à payer des agents utilisateurs de l'environnement.

Revenons maintenant aux outils méthodologiques que nous comptons exploiter dans notre investigation. Comme cela a été déjà évoqué, nous les présenterons de façon plus détaillée dans la deuxième partie de la thèse relative aux études empiriques. En voici une description sommaire :

Séquestration de carbone : Pour estimer les différents flux et stocks de carbone, nous avons utilisé la version 3 du Modèle du bilan du carbone pour le secteur forestier canadien (MBC-SFC3). Ce modèle a été développé afin de répondre aux besoins de comptabilité du carbone forestier à l'échelle opérationnelle qu'ont les aménagistes et analystes forestiers à travers le

Canada. Il s'agit d'un cadre de modélisation à l'échelle du peuplement et du paysage qui peut servir à la simulation des dynamiques des stocks de carbone forestier comme requis par la Convention-Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et par le Protocole de Kyoto. Il se conforme aux méthodes d'estimations citées par le document *Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie* issu du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Le MBC-CFS3 est également le modèle principal du Système national de surveillance, de comptabilisation et de déclaration du carbone des forêts du Canada, qui est utilisé pour satisfaire aux exigences internationales en matière de rapports sur le bilan du carbone dans les forêts aménagées du Canada (Kull et al. 2006).

Purification de l'eau : L'évaluation de ce service prend la forme d'une monétarisation de l'apport de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent à la fourniture d'eau potable pour les municipalités de la région. Cet apport est évalué en terme de coût évité relativement à l'approvisionnement et au traitement de l'eau potable en provenance des eaux de surface. Ces coûts représentent ce que cela coûte aux municipalités pour traiter un mètre cube d'eau potable et pour s'en approvisionner. Cette étude fera largement appel à la géomatique pour à calculer la superficie que recouvre la forêt privée sur chacun des bassins-versants retenus.

Services récréatifs : En appliquant la méthode d'évaluation contingente, des questions sur le consentement à payer pour des pratiques récréatives en forêt privée ont été posées à toutes les personnes faisant partie de notre échantillon lors d'une enquête qui a été réalisée par téléphone et qui s'est effectuée dans la grande région du Bas- Saint-Laurent. Un échantillon de 400 personnes a ainsi été identifié au hasard en utilisant la méthode d'échantillonnage systématique. Deux autres

objectifs ont été poursuivis lors de cette enquête et qui nécessitaient donc de recueillir des données sur l'importance de la fréquentation de la forêt privée à des fins de détente et de loisirs ainsi que sur les activités pratiquées et le profil des différentes catégories des usagers de la forêt privée.

PARTIE II

CORPUS EMPIRIQUE

ÉVALUATION MONÉTAIRE DE TROIS SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

" Ce n'est pas seulement par les richesses qu'offre l'exploitation des forêts sagement combinée qu'il faut juger de leur utilité. Leur existence même est un bienfait inappréciable pour les pays qui les possèdent, soit qu'elles protègent et alimentent les sources et les rivières, soit qu'elles soutiennent et raffermissent le sol des montagnes, soit qu'elles exercent sur l'atmosphère une heureuse et salubre influence. "

Jean-Baptiste Gay, Comte de Martignac, Ministre des finances du Roi Charles X, rapporteur du premier Code Forestier promulgué par la loi du 31 mai 1827.

Cette partie a pour objectif principal de rendre compte des résultats des évaluations monétaires que nous avons effectuées sur trois services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent, en l'occurrence la séquestration de carbone, la purification de l'eau et la récréation. Dans les trois prochains chapitres donc, nous verrons qu'il est possible d'effectuer ces évaluations malgré les limites que chacune des techniques utilisées comporte et les difficultés empiriques que représente un tel exercice. Mais avant, un mot sur le choix des services retenus s'impose. En effet, la forêt procure une multitude de biens et services environnementaux qui serait impossible d'étudier dans le cadre de cette thèse. À moins, bien sûr, de recourir à la notion de valeur économique totale dont nous avons rejetée le bien-fondé scientifique dans notre cadre méthodologique. Par ailleurs, comme toute évaluation économique de biens environnementaux non- marchands, la démarche suivie est relativement longue et par conséquent coûteuse. Depuis plusieurs années, les questions relatives à ces techniques d'évaluation se sont orientées vers le développement de méthodes substituables moins onéreuses. Ainsi, la méthode des transferts de bénéfice²⁹ s'impose comme une alternative intéressante (Rozan et Stenger, 2000). Elle consiste à utiliser les résultats de l'évaluation réalisée sur un site pour en inférer ceux d'un autre site (site d'application). Mais, cette technique est généralement non indiquée principalement en raison des différences entre caractéristiques des sites et populations enquêtées sur ces mêmes sites. L'alternative qui s'offrait alors à nous était d'effectuer un choix parmi la panoplie de services environnementaux procurés par la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Généralement, les biens et services environnementaux procurés par la forêt sont classés en quatre grandes catégories : les services de fournitures, les services de régulation, les services culturels et les services de support (voir figure 1) :

²⁹ Le transfert de bénéfices ne fait pas l'objet de cette thèse, et n'apparaît donc ici qu'en tant qu'argument supplémentaire en faveur de l'application des exercices d'évaluation.

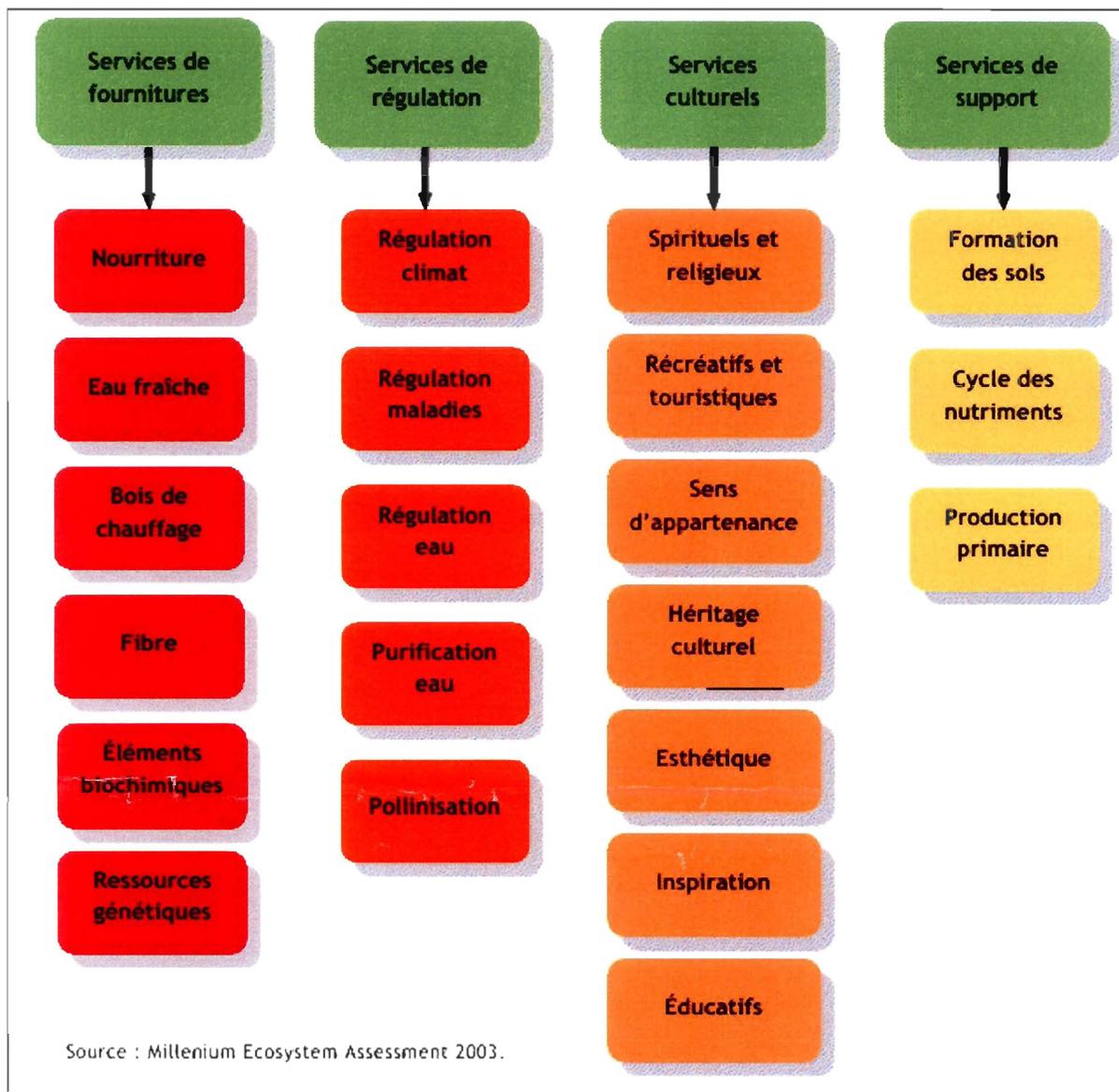


Figure 1. Biens et services environnementaux procurés par les forêts.

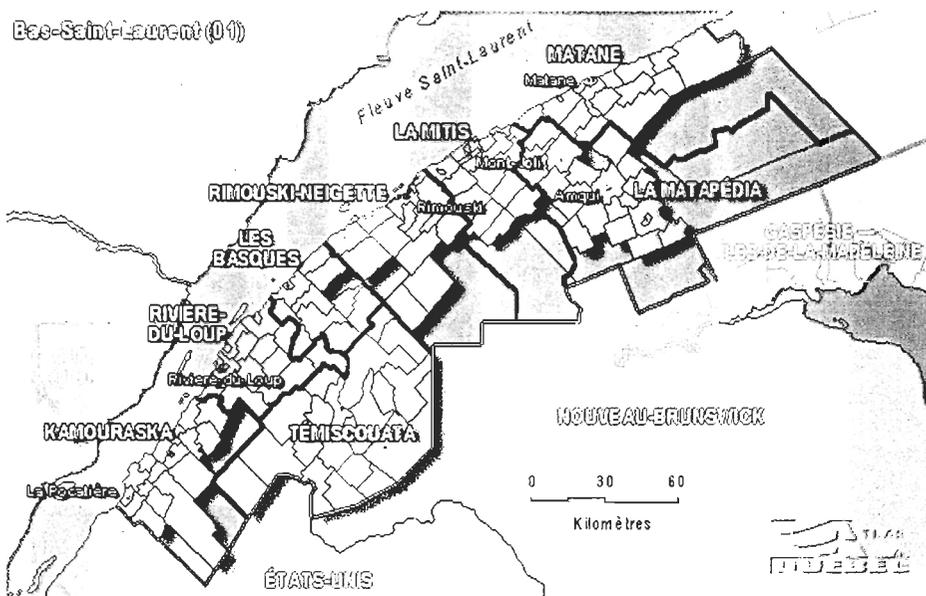
Source : Millenium Ecosystem Assessment, 2003.

Parmi ces différents biens et services environnementaux, nous en avons choisi trois qui sont l'approvisionnement en eau potable, la séquestration de carbone et la récréation. Ce choix répondait d'une part à la demande explicite du promoteur du projet, en l'occurrence le Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent et d'autre part à l'intérêt grandissant, tant

scientifique que socio-économique, porté ces dernières années aux enjeux entourants le réchauffement climatique, l'eau et le retour vers la nature. Avant de présenter les résultats des études d'évaluations des trois services retenus, nous allons procéder à la description du territoire sur lequel elles ont eu lieu.

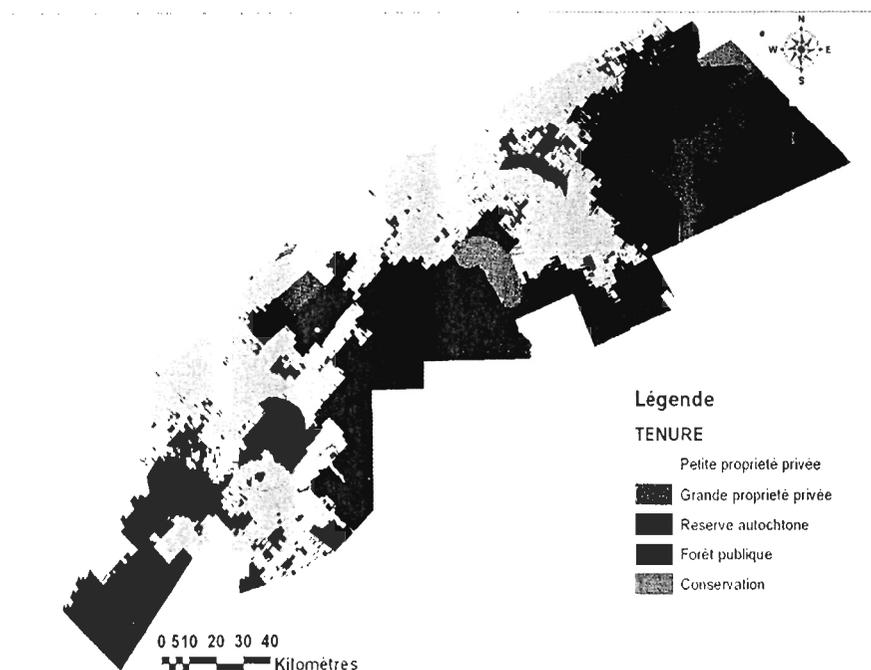
La région du Bas-Saint-Laurent est située dans la partie est du Québec, bornée par la région de la Chaudière-Appalaches à l'ouest, par les États-Unis et le Nouveau-Brunswick au sud, par la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine à l'est et par le fleuve Saint-Laurent au nord. Le territoire se subdivise en 8 municipalités régionales de comté (MRC) : La Matapédia, Matane, La Mitis, Rimouski-Neigette, Les Basques, Rivière-du-Loup, Témiscouata et Kamouraska (carte 1). En 2006, la population du Bas-Saint-Laurent s'élevait à environ 202 000 habitants dont 38 % résidaient dans les trois principales municipalités que sont Rimouski, Rivière-du-Loup et Matane. Le climat du Bas-Saint-Laurent est de type continental sec et frais. Les températures moyennes annuelles varient entre 6,6 ° C et 16 ° C au printemps et en été, et entre - 9,1 ° C et -1,4 ° C au cours de l'automne et l'hiver (Environnement Canada, 2004). La présence de l'importante masse d'eau que constitue l'estuaire du Saint Laurent influence fortement le climat de la région. En effet, la portion de l'estuaire présente dans la région représente une superficie d'environ 5350 Km². Les territoires habités sont concentrés le long des rives du fleuve Saint Laurent et dans la vallée de la Matapédia. La région est à moitié de tenure privée et à moitié de tenure publique (carte 2).

Carte 1: Localisation du territoire du Bas-Saint-Laurent.



Source: Atlas BSL, UQAR, 2000.

Carte 2 : Tenure des terres du Bas-Saint-Laurent.



Source : Lemssaoui et Morin, 2009.

Le terrain forestier productif domine l'utilisation du sol avec 84,5 % du territoire contre seulement 10,5 % pour le terrain agricole. L'eau, les terrains improductif (aulnaies, dénudés) et non-forestier (lignes de transport d'énergie, zones urbaines) viennent ensuite avec respectivement 2,2 % et 1,4 %. Si l'on ne tient compte que des terrains forestiers productifs, on constate que 42% de ceux-ci sont de tenure privée, alors que le reste est occupé par les terrains forestiers publics (tableau 1). Ce qui, notons-le au passage, est une spécificité régionale puisqu'au niveau national, la forêt privée ne représente que 11 % de l'ensemble des forêts productives québécoises. La forêt privée du Bas-Saint-Laurent est en fait un ensemble de petites forêts situées au cœur des réseaux routiers, des zones habitées et des usines de transformation. Elle englobe quelque 40 000 *lots boisés* et couvre un peu plus de 1 million d'hectares que se partagent environ 10 000 propriétaires indépendants. Les espèces dominantes constituent le groupe SEPM (sapin-épinette-pin gris-mélèze). On y retrouve le sapin baumier, l'épinette blanche, le peuplier faux-tremble, le thuya occidental et le bouleau jaune comme principales essences.

Tableau 1 : Répartition du territoire du Bas-Saint-Laurent selon les usages et la tenure

Type de terrain	Agricole		Eau		Improductif		Non-forestier		Forestier productif	
	Public	Privé	Public	Privé	Public	Privé	Public	Privé	Public	Privé
Superficie (Km ²)	4	2384	211	295	200	112	21	301	11110	8008
Pourcentage (%)	0,2	0,98	42	58	64	36	6,5	93,5	58	42

Source : Lemssaoui et Morin, 2009.

CHAPITRE 4

ESTIMATION DU BILAN DE CARBONE DE LA FORÊT PRIVÉE DU BAS-SAINT-LAURENT

Il est généralement admis que les écosystèmes forestiers jouent un rôle très important dans le cycle global du carbone (Apps et Price, 1996). Localement, les forêts peuvent agir comme puits ou source de carbone dépendamment du niveau de développement des peuplements (Alban et Perela, 1992). L'intérêt qu'a pris la comptabilisation du carbone forestier ces dernières années résulte en grande partie de la ratification du protocole de Kyoto et de la prise de conscience des effets probables du réchauffement climatique au niveau mondial. De leur côté, les gestionnaires forestiers s'intéressent de plus en plus à la quantification des stocks de carbone et à l'influence de leurs pratiques sur le bilan de carbone de leurs boisés. Cette étape est d'ailleurs nécessaire à l'intégration de la séquestration de carbone dans les plans d'aménagement forestier dans un contexte de développement forestier durable.

En réponse à cet intérêt grandissant, plusieurs études sur les bilans de carbone ont certes été effectuées au niveau international et national (Dixon et al., 1994; Houghton, 1996 ; Kurz et al., 1992; Birdsey et Heath, 1995). Cependant, très peu d'études concernent l'échelle régionale et locale (Kurz et al., 1996; Peng et al., 2000). D'où l'intérêt de la présente étude. Celle-ci vise essentiellement l'estimation du bilan du carbone et l'analyse de l'impact des pratiques d'aménagement forestier sur la séquestration du carbone dans la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Cette estimation se fera à l'aide de la dernière version du modèle de bilan de carbone du secteur forestier canadien (CBM-CFS3) (des détails sur le modèle seront fournis à la section 2 de ce chapitre). Plus précisément, avec l'aide de ce modèle, nous tenterons d'établir le bilan de carbone de notre forêt pour la période 2000-2008 et d'analyser les changements de ce bilan pour les 35 prochaines années selon deux scénarios; un scénario « *business as usual* » reflétant les projections actuelles concernant les pratiques d'aménagement et les perturbations naturelles et un scénario « *forêt naturelle* » représentant une croissance naturelle de la forêt et donc ne tenant

compte d'aucune perturbation d'origine humaine. La méthodologie et les résultats de cette étude seront détaillés à la deuxième section de ce chapitre. La première section, quant à elle, vise tout d'abord à décrire succinctement le traitement politique réservé à la problématique des gaz à effet de serre au niveau international pour ensuite s'attarder sur les liens entre la forêt et le cycle de carbone. Le cas de la forêt canadienne comme solution à la mitigation des effets liés aux changements climatiques au niveau national clôtura cette première section.

SECTION 4.1 CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET SOLUTION FORESTIÈRE

4.1.1 LA PROBLÉMATIQUE DES GAZ À EFFET DE SERRE (GES)

Initialement décrit par le suédois *Svante Arrhénius*³⁰, l'effet de serre est un processus atmosphérique naturel qui consiste en l'absorption par certains gaz de l'atmosphère des rayonnements solaires infrarouges émis par le sol. Ces derniers réchauffent l'atmosphère qui rayonne vers la terre augmentant ainsi la température de l'atmosphère au voisinage du sol (Kandel et Fouquart, 1992).

L'effet de serre « naturel » en lui-même n'est pas inquiétant. Au contraire, il est même bénéfique. En effet, sans ce phénomène, la température moyenne de la planète serait de -18°C au lieu de $+14,6^{\circ}\text{C}$ (Bourque, 2005). L'augmentation du volume des gaz participant à sa formation est, par contre, inquiétante. Effectivement, les augmentations de la concentration des GES liée aux activités humaines amplifient à leur tour le phénomène des modifications « naturelles » du climat. On peut parler d'un phénomène d'amplification et d'effet de serre additionnel (Petit, 2003).

³⁰ Prix Nobel de chimie de 1903.

Ces GES n'ont pas cependant la même capacité à absorber le rayonnement infrarouge ni le même temps de résidence dans l'atmosphère. C'est pour cette raison que la notion de « potentiel de réchauffement planétaire » (PRP) a été créée pour rendre possible la comparaison de la capacité de chaque GES à retenir la chaleur dans l'atmosphère par rapport à un autre gaz. C'est le CO₂ qui sert de référence. Ainsi, sur une période de 100 ans, le pouvoir de réchauffement global de 1 Kg de CO₂ est de 1. À masse égale, le méthane (CH₄) est 23 fois plus efficace et l'oxyde nitreux (N₂O) 310 fois (GIEC, 1996).

Depuis l'époque préindustrielle, les concentrations de GES dans l'atmosphère ont augmenté significativement et sont largement attribuables aux activités humaines, essentiellement à l'utilisation de combustibles fossiles et à la perte permanente de couvert forestier (GIEC, 2007). En effet, le niveau actuel des gaz à effet de serre dans l'atmosphère est équivalent à environ 430 particules par million (ppm) CO₂ en comparaison avec seulement 280 ppm avant la révolution industrielle. Ces concentrations ont d'ores et déjà provoqué le réchauffement de la planète d'un demi degré Celsius. Avec un scénario d'inaction, le stock de gaz à effet de serre pourrait plus que tripler d'ici la fin du siècle, donnant au moins un risque de 50 % de dépasser les 5° C de changement de la température moyenne du globe au cours des décennies suivantes. Ceci conduirait l'humanité sur un territoire inconnu. A titre d'illustration de l'ampleur d'une telle hausse, la température actuelle est seulement environ 5° C plus élevée que pendant la dernière période glaciaire. De tels changements transformeraient la géographie physique du monde. Un changement radical de la géographie physique du globe ne peut qu'avoir de fortes implications pour la géographie humaine (Stern, 2006). Avec le rapport rédigé par l'économiste Nicholas

Stern³¹ pour le gouvernement du Royaume-Uni en 2006 et qui envisage la crise climatique essentiellement dans ses conséquences socio-économiques, nous avons pu constater l'ampleur de ces transformations. Selon ce rapport, les changements climatiques affecteront les éléments fondamentaux de la vie pour des pans entiers de la population mondiale. S'appuyant sur des modèles économiques reconnus, le rapport estime que si nous n'agissons pas maintenant, les coûts et les risques globaux du changement climatique se traduiront, entre autres, par des dommages sur les infrastructures, des perturbations dans la distribution de l'eau et des pénuries alimentaires, qui correspondront chaque année à 5 % minimum du produit intérieur brut mondial. Si l'on prend en compte un éventail plus large de risques et de conséquences, l'évaluation des dommages atteint 20 % du produit intérieur brut. En revanche, le coût de l'action pour réduire les émissions de gaz à effet de serre représente environ 1 % du produit intérieur brut global.

C'est tout le contraire de ce qui a été perçu par les scientifiques au début du siècle dernier. Dans le contexte scientifique de l'époque, une rumeur courrait sur un retour éventuel d'une période glaciaire et l'activité industrielle avec ses conséquences sur l'effet de serre était alors pressentie comme positive (Jouzel et Debroise, 2004). Ce n'est qu'ensuite, à partir des années 1970 que cette vision commence à changer. Avec la mise en place des premiers modèles climatiques, du programme de recherche mondiale sur le climat de l'Organisation météorologique mondiale (OMM) et du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les conséquences écologiques et économiques pour le moins préoccupantes du réchauffement planétaire commencent à prendre forme.

³¹ www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/sternreview_index.cfm (Consulté le 10 mars 2009).

Suite au premier rapport du GIEC en 1990, les responsables politiques réunis au sommet de Rio de Janeiro de 1992 ont rédigé la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) qui a pris effet dès 1994. Bien qu'elle ne contienne aucun objectif juridiquement contraignant, cette convention est la première tentative, dans le cadre de l'ONU, pour tenter de mieux cerner ce qu'est le changement climatique et comment y faire face. De façon générale, cette convention établit un cadre global pour permettre aux efforts intergouvernementaux de s'attaquer aux défis qui découlent des changements climatiques. Elle reconnaît que le système climatique est une ressource qui est partagée et dont la stabilité peut être endommagée par des émissions industrielles et d'autres émissions de dioxyde de carbone ainsi que d'autres GES. L'objectif ultime de la Convention est de « stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique. » (Article 2 de la Convention).

Dans son rapport de 1995, le GIEC a affirmé que les engagements pris en vertu de la Convention, même s'ils étaient effectivement appliqués et respectés, ne suffiraient pas à prévenir les effets négatifs des activités humaines sur le climat. En conséquence, les États parties ont décidé de négocier un protocole en vue de renforcer la Convention pour l'entrée dans le 21^{ème} siècle.

Adopté en décembre 1997 par 163 pays, le Protocole de Kyoto se distingue de la Convention essentiellement au niveau de deux points importants. Alors que cette dernière demandait aux pays de stabiliser les émissions de gaz à effet de serre au niveau de 1990, le Protocole de Kyoto demande aux pays industrialisés de faire mieux qu'en 1990, et de réduire leurs émissions à des niveaux plus bas que ceux de 1990. Ensuite, le Protocole de Kyoto a force obligatoire; le respect de l'engagement n'est pas facultatif. Les pays qui ont signé et ratifié le Protocole de Kyoto

doivent prouver qu'ils font des progrès. Dans le cas contraire, ils risquent de faire face à des sanctions ou des peines internationales. La Convention n'avait pas, quant à elle, force obligatoire.

Le Protocole contient donc des dispositions contraignantes selon lesquelles les pays industrialisés doivent réduire l'ensemble de leurs émissions des six principaux gaz à effet de serre d'au moins 5 % pour la période 2008-2012, en prenant pour base la moyenne de ces cinq années. Pour mesurer les réductions des émissions de dioxyde de carbone, de méthane et d'oxyde d'azote (les trois gaz les plus nocifs), on prendra essentiellement pour référence l'année 1990.

Même si les pays signataires du Protocole doivent principalement adopter des politiques pour réduire leurs émissions nationales, ils peuvent également utiliser trois mécanismes de flexibilité : le Système d'échange mondial des droits d'émissions, le Mécanisme pour un développement propre³² (MDP) et la Mise en oeuvre conjointe³³ (MOC). C'est ce qui fait dire à plusieurs observateurs que la plus grande faiblesse de l'entente est qu'elle tient compte à la fois des émissions de CO₂ d'origine fossile et de leur absorption par des puits de carbone. À ce propos, soulignons au passage que le Protocole de Kyoto reconnaît le rôle des puits forestiers alors que la Convention-cadre attache plus d'importance aux forêts en tant que réservoirs de carbone (Mirbach, 2000). Cette disposition fait en sorte qu'on peut réduire les émissions comptabilisées tout en émettant quand même plus de CO₂ d'origine fossile dans la biosphère. C'est dans ce cadre précis que les dispositions relatives à l'utilisation des terres, aux changements d'affectation des

³² Un État ou une entreprise de l'Annexe I investit dans un projet de réduction des émissions de GES dans un PED. En échange des réductions constatées, un volume équivalent d'Unités de Réductions d'Emissions Certifiées lui est délivré. Cet investisseur pourra vendre ces Unités sur le marché ou les déduire de ses obligations internationales de réduction.

³³ Le système de mise en oeuvre conjointe est très similaire à celui du MDP. Il s'applique essentiellement aux pays d'Europe centrale et orientale.

terres et à la foresterie sont devenues un enjeu important dès la première période du protocole (2008-2012). Pour ce qui est de la gestion forestière, les observateurs s'attendent à ce que la période post-2012 indiquera les modalités de sa prise en compte.

C'est bien ce contexte qui explique l'importance désormais acquise du bilan de carbone du secteur forestier. Il permet, entre autres, « de savoir si et comment les forêts accentuent ou atténuent les changements climatiques, et aux aménagistes forestiers de tenir compte du stockage de carbone lorsqu'ils doivent évaluer différentes options d'aménagement. » (Mirbach, 2000). Ces objectifs ne peuvent se réaliser toutefois que si la comptabilisation du carbone est ramenée au niveau local et régional. Or, cela n'a pas encore été fait de façon systématique.

4.1.2 FORÊT ET CYCLE DU CARBONE

Les possibilités d'échanges de carbone entre l'écosystème forestier et l'atmosphère sont nombreuses. Quatre phases participent au processus amenant à caractériser le bilan de carbone d'une forêt. La végétation vivante capte d'abord le carbone atmosphérique, sous forme de CO₂. Il en résulte la production d'énergie sous forme de glucides. Ces derniers servent au développement et à la nutrition des feuilles ou des aiguilles, des branches, du bois, du tronc, des racines et des organes reproducteurs. Ces mêmes processus libèrent également du CO₂ par les processus de respiration (photorespiration et respiration autotrophe). Une partie du carbone contenu dans les structures végétales est ensuite transmise au sol lors de la chute des feuilles et, éventuellement, lors de celle des arbres. Ces structures végétales mortes seront décomposées (respiration hétérotrophe) et le carbone qu'elles contiennent retournera en grande partie vers

l'atmosphère sous forme de CO₂. Toutefois, une fraction du carbone sera incorporée au sol ou acheminée au fond des lacs par les cours d'eau. Par conséquent, la majorité du carbone ne réside que temporairement dans la portion terrestre de son cycle, avant d'être retourné vers l'atmosphère. Par ailleurs, les perturbations naturelles comme les incendies, les épidémies d'insectes et les chablis favorisent grandement ces échanges. Le bilan de ces échanges est ce qu'il est convenu d'appeler le bilan du carbone.

À mesure qu'un arbre grandit, il extrait du CO₂ de l'atmosphère, qu'il accumule et convertit en une série de composés organiques complexes formant le bois. Tant que l'arbre est en croissance, il continue à emmagasiner du carbone. Le sol des forêts emmagasine encore plus de carbone organique que les peuplements forestiers. C'est dans les premières années d'un peuplement, lorsque les arbres croissent à un rythme rapide, que la fixation du carbone est la plus efficace; les arbres absorbent alors plus de CO₂ par photosynthèse qu'ils n'en libèrent en respirant. Cependant, à mesure qu'un peuplement mûrit, la quantité de gaz carbonique libérée par respiration augmente et, à un moment donné, la quantité de carbone produite par la respiration et la décomposition dépasse la quantité absorbée par photosynthèse. Enfin, lorsque le peuplement devient âgé et que les arbres commencent à mourir, il y a une libération nette de carbone dans l'atmosphère.

Les puits se sont imposés à part entière dans le cadre du protocole de Kyoto en raison d'aléas diplomatiques plus que de vérités scientifiques. On sait effectivement que le basculement des systèmes énergétiques, du système productif et des modes de consommation vers des systèmes « propres » est un défi énorme qui ne saurait être réglé simplement par l'application de politiques « sans regret » (économies d'énergie rentables, remplacement de la fiscalité existante par une fiscalité assise sur les polluants). D'où un problème d'acceptabilité sociale des coûteux efforts de mitigation fossile. C'est de ce cadre de lecture qu'émerge l'attrait de la solution « puits », en

raison de son différentiel de coût supputé par rapport à l'option fossile, et parce qu'elle préserve le secteur énergétique d'une mutation trop radicale (Gitz, 2004).

Même si le Canada ne contribue que pour environ 2 % aux émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES), c'est l'un des plus gros pollueurs par personne, ce qui est essentiellement attribuable à sa superficie, à son climat (et donc à la demande d'énergie) et à son économie fondée sur les ressources naturelles. En 1990, les Canadiens ont rejeté 21,5 t de CO₂ par personne. En 2005, ce chiffre était passé à 23 t (Environnement Canada, 2007) alors que la moyenne des émissions par personne des pays du G7 est de 17 t de CO₂.

La situation est d'autant plus préoccupante que le Canada s'est engagé, dans le cadre du Protocole de Kyoto, à réduire ses émissions de GES de 6 % pour la période 2008-2012 par rapport à leur niveau de 1990. Or, les émissions canadiennes de GES ont au contraire sensiblement augmenté, passant de 596 Mt en 1990 à 747 Mt en 2005. De toute évidence, la tâche ne sera pas aisée, surtout pour une économie à forte intensité d'énergie (liée aux ressources naturelles), comme celle du Canada. La plupart des observateurs sont désormais convaincus qu'il est impossible de réduire suffisamment les émissions au niveau national et que le Canada devra donc acheter un important volume de crédits internationaux s'il souhaite s'acquitter de ses obligations au regard du Protocole de Kyoto. Après les élections de 2006, le nouveau gouvernement conservateur a annoncé qu'il n'achèterait pas de crédits internationaux, ce qui, dans les faits, revenait à déclarer que le Canada ne respectera pas ses engagements au regard du Protocole de Kyoto.

En 2007, le gouvernement a publié son plan en matière de changements climatiques (*Prendre le virage*), qui est assorti d'un cadre réglementaire. Ce plan est fondé sur le principe voulant que

l'on privilégie les mesures de réduction des émissions de gaz à effet de serre qui diminuent aussi la pollution atmosphérique. C'est l'une des raisons invoquées pour justifier la décision de ne pas acheter de crédits internationaux, puisque la pollution atmosphérique au Canada ne peut pas être notablement réduite par des activités internationales. À court terme, ce plan vise à restreindre l'intensité des émissions des grands émetteurs de 6 % par an de 2007 à 2010, puis de 2 % par an par la suite. Les entreprises pourront diminuer leurs émissions par diverses méthodes, telles que des mesures de réduction de la pollution, des contributions à des fonds technologiques, l'achat de crédits d'émissions, et l'obtention de crédits pour des mesures précoces. Elles seront aussi autorisées, mais de façon limitée, à recourir au Mécanisme de Développement Propre du Protocole de Kyoto afin de pouvoir atteindre leurs cibles.

Concernant l'achat de crédits d'émissions, la publication par le gouvernement conservateur, en avril 2008, de précisions sur les objectifs canadiens de réduction des émissions de GES, a donné à la Bourse de Montréal la « certitude » dont elle avait besoin pour fixer la date du début des activités sur le Marché climatique de Montréal³⁴. Ce dernier, une coentreprise de la Bourse de Montréal et de la *Chicago Climate Exchange*, a commencé la négociation de contrats à terme sur unités d'équivalent en CO₂ le 30 mai 2008. Cependant, plusieurs zones d'ombres persistent qui risquent de nuire au dynamisme du nouveau marché climatique. Tout d'abord, au lieu de plafonner les émissions, le gouvernement privilégie une réduction de leur intensité, ce qui est nettement moins contraignant pour les industries. Avec un tel système, une usine dont la production connaît une forte croissance pourra émettre davantage de GES tout en atteignant son objectif. Ensuite, le gouvernement autorisera les entreprises à compenser une partie de leurs émissions excédentaires en versant de l'argent (15 \$ par tonne de CO₂ de 2010 à 2012, puis 20 \$

³⁴ La Presse canadienne, 14 mars 2008

jusqu'en 2018) à un Fonds technologique plutôt qu'en achetant des crédits de carbone ou en investissant pour moderniser leurs installations. De plus, le fait de fixer arbitrairement le prix d'une tonne de GES va à l'encontre de la loi de l'offre et de la demande et risque de fausser le marché. Ceci dit, le succès de certains marchés volontaires fait dire à certains observateurs que la simple mise en place de la bourse du carbone est déjà un pas en avant dans le contexte politique actuel. Effectivement, *C-Green Aggregators*, entreprise de la Saskatchewan, a mis sur pied une entente avec le *Chicago Climate Exchange*. Ainsi, les producteurs agricoles qui suivent les règles fixées au sujet du travail réduit du sol peuvent demander des crédits pour le carbone qu'ils emprisonnent dans le sol. Les producteurs de l'Ouest canadien qui se sont inscrits pour les crédits rétroactifs de la période de 2003-2006 ont déjà reçu une compensation pour leurs pratiques de travail réduit du sol.

SECTION 4.2 ESTIMATION DU BILAN DU CARBONE DE LA FORÊT PRIVÉE DU BAS-SAINT-LAURENT

4.2.1 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Pour estimer les différents flux et stocks de carbone qui nous intéressent dans cette étude, nous avons utilisé la version 3 du Modèle du bilan du carbone pour le secteur forestier canadien (MBC-SFC3), qui est le plus récent d'une famille de modèles dont l'élaboration a démarré à la fin des années 1980 (Kurz *et al.*, 1992).

Le MBC-SFC3 (figure 2) a été développé afin de répondre aux besoins de comptabilité du carbone forestier à l'échelle opérationnelle qu'ont les aménagistes et analystes forestiers à travers

le Canada. Il s'agit d'un cadre de modélisation à l'échelle du peuplement et du paysage qui peut servir à la simulation des dynamiques des stocks de carbone forestier comme requis par la Convention-Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques et par le Protocole de Kyoto. Le MBC-CFS3 est le modèle principal du Système national de surveillance, de comptabilisation et de déclaration du carbone des forêts du Canada, qui est utilisé pour satisfaire aux exigences internationales en matière de rapports sur le bilan du carbone dans les forêts aménagées du Canada (Kull et al. 2006). La méthode conceptuelle reste celle qui est recommandée par le GIEC (2003), avec laquelle les absorptions ou les émissions nettes sont calculées comme l'écart entre l'absorption de CO₂ par les arbres en croissance et les émissions résultant des activités d'aménagement forestier (exploitation) et des perturbations naturelles (incendies de forêt, infestations d'insectes).

Le modèle emploie plusieurs informations qui sont déjà requises pour la planification des activités d'aménagement forestier (inventaire forestier, courbes de croissance et de rendement, données sur les perturbations naturelles et anthropiques, calendrier d'exécution de l'aménagement forestier et données sur les changements de vocation du territoire), complétées par des informations provenant de bases de données écologiques nationales, des équations de conversion du volume marchand des peuplements en biomasse totale, des données sur les perturbations naturelles et anthropiques, ainsi que des simulations des transferts de carbone entre réservoirs associés aux processus des écosystèmes, aux échanges avec l'atmosphère et aux pertes au profit des produits forestiers.

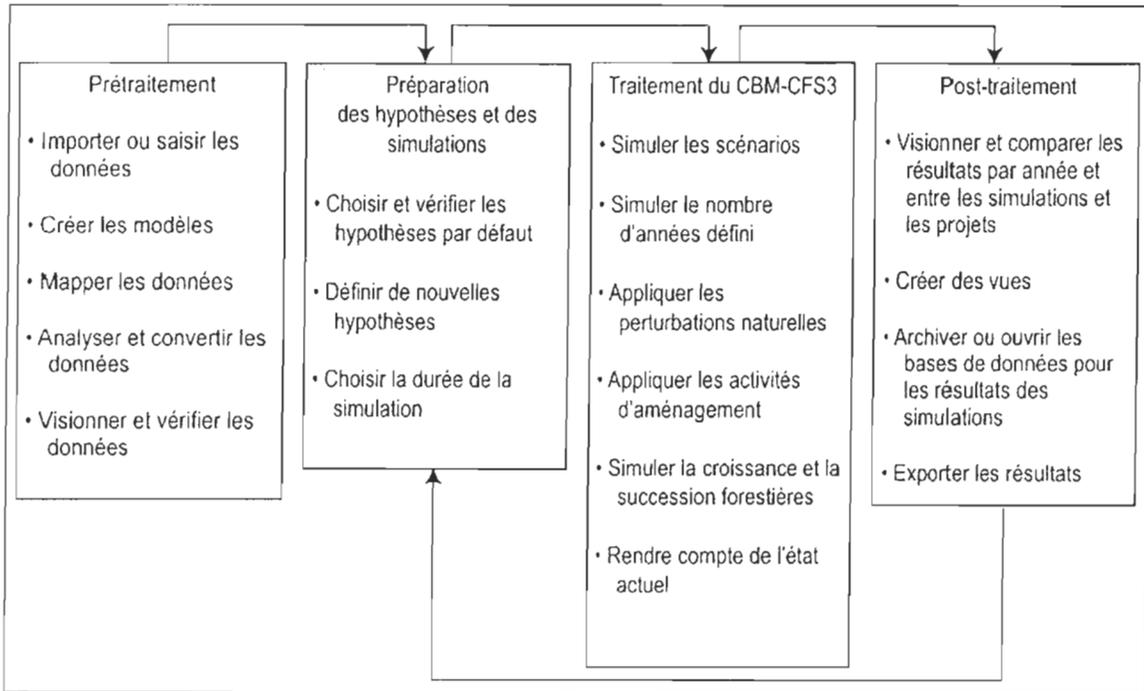


Figure 2. Les principales étapes de l'analyse au moyen du CBM-CFS3.

Source : Kull et al., 2006.

Les réservoirs de carbone forestier retenus dans le MBC-SFC3 sont la biomasse et la matière organique morte (MOM) (figure 3). Chacun de ces réservoirs peut être divisé en plusieurs compartiments. Pour la biomasse, il s'agit de la biomasse aérienne (bois de tige marchand, feuillage, bois de tige marchand secondaire, cimes, branchages, souches, arbres invendables) et la biomasse souterraine (radicelles et racines grossières). Pour le réservoir de la MOM, trois compartiments sont concernés : le bois mort (bois mort aérien rapide, bois mort souterrain rapide, moyen, chicot de tige de résineux, chicot de tige de feuillu, chicot de branches de résineux et

chicot de branches de feuillu), la litière (litière aérienne très rapide et litière aérienne lente) et la matière organique du sol (souterrain très rapide, souterrain lent, carbone noir et tourbe³⁵).

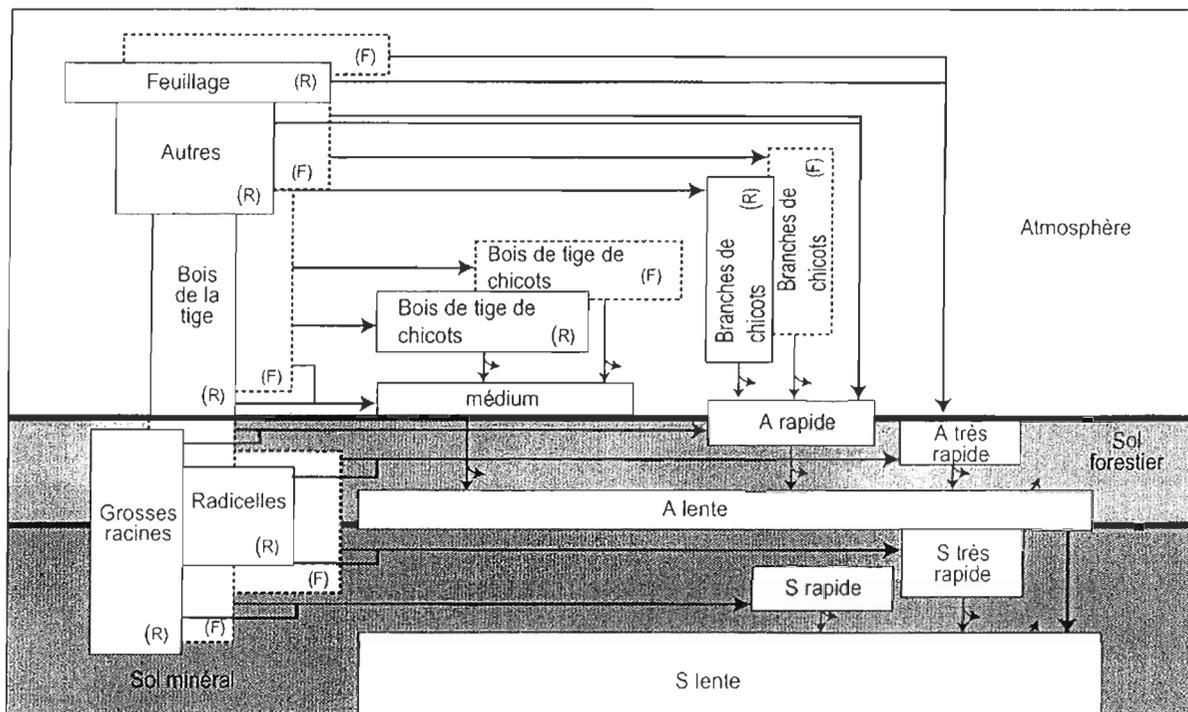


Figure 3: La structure des réservoirs de carbone du MBC-SFC3.

« Très rapide », « rapide », « lente » et « très lente » font référence aux vitesses de décomposition des différents réservoirs. Les flèches courbées représentent des transferts de carbone vers l'atmosphère, alors que les flèches droites représentent les transferts d'un réservoir à un autre. R = résineux, F = feuillu, A = aérien et S = souterrain.

Source : Kull et al., 2006.

³⁵ Actuellement le carbone noir (issu de la combustion incomplète du bois) et la tourbe (faisant partie du carbone du sol) ne sont pas représentés.

On appelle Productivité Primaire Brute (**PPB**) le flux de carbone entrant dans les plantes via la photosynthèse. La Productivité Primaire Nette (**PPN**) est la différence entre la productivité primaire brute et le flux de respiration autotrophe des plantes. Le flux de PPN est entièrement dirigé vers le réservoir de biomasse (aérienne et souterraine).

La Productivité Nette de l'Ecosystème (**PNE**) est la différence entre la productivité primaire nette et le flux de respiration hétérotrophe du sol et des réservoirs de litière. La PNE indique donc, pour un biome donné, hors perturbations naturelles ou humaines, sa faculté à accumuler du carbone initialement présent dans l'atmosphère.

La PNE n'est donc pas égale au flux net « effectif » entre l'atmosphère et l'écosystème. Ce flux doit intégrer, le cas échéant, des perturbations d'origine anthropique ou naturelle sur les stocks de carbone de la végétation et des sols. Le bilan de ces perturbations est intégré dans la **PNB** (Productivité Nette du Biome), qui est donc égale au flux net air-terre, une fois tous les processus pris en compte. La PNB est donc la variable pertinente pour étudier la séquestration de carbone dans les écosystèmes.

La distinction entre PPN, PNE, PNB est particulièrement importante. Ainsi, un écosystème peu productif (PNE faible) peut présenter une PNB significative, par exemple s'il est peu perturbé par l'homme, ou au contraire si l'homme préserve volontairement les stocks de carbone sur cet écosystème (lutte contre les feux par exemple). Un tel écosystème est alors un puits net de carbone. À l'inverse, des écosystèmes très productifs peuvent être soumis à des feux périodiques ou à un usage anthropique intensif, avec pour conséquence de présenter une PNB très faible, voire négative (source). Soulignons ici qu'un puits de carbone est une activité qui soustrait (ou

séquestre) du carbone à l'atmosphère et il est le contraire d'une source de carbone. Un réservoir en revanche, est la réserve effective de carbone proprement dit, stocké sous une forme qui le soustrait à l'atmosphère pendant une courte ou une longue période. C'est ce qui explique qu'une jeune forêt en pleine croissance, par exemple, est un bon puits de carbone car elle séquestre du carbone à une cadence élevée. En revanche, une vieille forêt constitue généralement un meilleur réservoir de carbone, car elle stocke un plus grand volume de carbone et qu'elle rend ce service même si sa croissance s'est stabilisée. Il en résulte qu'une vieille forêt peut être un bon réservoir forestier et un puits médiocre (voire même une source).

Dans le cadre du MBC-CFS3, les transferts de carbone entre réservoirs sont simulés comme deux procédés distincts : les procédés annuels et les phénomènes de perturbation. Les processus annuels englobent la croissance, le dépôt de la litière, la mortalité et la décomposition; ils sont simulés sous formes de transferts de carbone simultanés qui ont lieu à chaque pas de temps (annuel), dans chaque relevé d'inventaire. Au cours des processus annuels, le réservoir de biomasse reçoit du carbone; une partie du carbone de la biomasse est transférée au réservoir de la MOM; en se décomposant davantage, le carbone de la MOM est transféré d'un compartiment du réservoir de la MOM à un autre ou à l'atmosphère. Les perturbations, quant à elles, déclenchent différentes combinaisons de transferts de carbone, selon le type et la gravité de la perturbation, l'écosystème forestier touché et la région écologique. L'impact d'une perturbation est défini dans une matrice des perturbations, qui précise pour un ou plusieurs types de perturbation la proportion de chaque compartiment des réservoirs de l'écosystème qui est transférée vers d'autres compartiments ou rejetée dans l'atmosphère.

Les données d'initialisation, sous la forme de fichiers de base de données Microsoft Access ont été importées dans le modèle en utilisant l'« outil d'importation standard » du modèle. Ces dernières servent de base de calcul au modèle et correspondent aux sept regroupements de données requis par l'outil d'importation standard du MBC :

1. Classes d'âge : Le fichier d'importation « Classes d'âge » contient de l'information qui identifie les classes d'âge et la taille des classes d'âge.
2. Types de perturbation : Le fichier d'importation « Type de perturbation » identifie les types de perturbations et activités d'aménagement.
3. Classificateurs et valeurs : Le fichier d'importation « Classificateurs et valeurs » contient les classificateurs et valeurs qui décrivent les types forestiers.
4. Inventaire : Le fichier d'importation « Inventaire » contient les informations d'inventaire forestier.
5. Croissance et rendement : Chaque ligne du fichier d'importation « Croissance et rendement » représente les volumes marchands projetés pour une composante essence au sein d'un type de peuplement.
6. Règles de transition : Chaque ligne du fichier d'importation « Règles de transition » représente une règle de transition pour un type de peuplement. Ces règles de transition permettent un changement de type de peuplement après un événement de perturbation ou d'aménagement.
7. Événements de perturbation : Chaque ligne du fichier d'importation « Événements de perturbation » sert à représenter une perturbation ou une activité d'aménagement qui a eu lieu ou qui aura lieu sur l'unité spatiale (USP).

Ces données ont été tirées des répertoires de référence de Silva II et ont été retravaillées pour être conformes aux exigences de l'outil d'importation standard du MBC³⁶. Elles ont été générées en 2000 et concernent près de 735 000 ha de forêt privée bas-laurentienne. Les limites écologiques font référence aux écozones terrestres du Canada telles que définies par Environnement Canada. Pour notre cas, « *Atlantic Maritime ecological Boundaries* » ont été sélectionnées dans le modèle pour décrire le territoire sous étude.

Pour les besoins de notre étude, une première simulation du modèle a été effectuée pour la période 2000-2008 pour nous permettre de savoir si la forêt privée du Bas-Saint-Laurent a été un puits ou une source de carbone durant cette période. La dynamique des stocks et des flux de carbone sera exposée dans la section suivante. Une deuxième série de simulations a été effectuée par la suite pour comparer les deux scénarios retenus dans cette étude : le scénario *business as usual* et le scénario *forêt naturelle*. Le premier suppose l'application du plan d'aménagement actuel et ne prévoit aucun changement au niveau des perturbations anthropiques et naturelles. Le second, quant à lui, est censé représenter une croissance naturelle de la forêt à l'étude. Pour ce second scénario, nous avons donc écarté toutes les perturbations d'origine humaine. Les projections sont établies pour une période de 35 ans. Les deux scénarios utilisent les mêmes données d'initialisation et l'année de référence est 2000.

³⁶ Ces données nous ont été transmises par M. Michel Campagna du ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

4.2.2 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Comme il a été souligné plus haut, le CBM-CFS3 a été utilisé tout d'abord pour analyser les stocks et les flux de carbone de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent pour la période 2001-2008. Les résultats nous indiquent que les changements annuels nets aux réservoirs du carbone de tout l'écosystème forestier en question ont été positifs entre 2001 et 2008. Autrement dit, la forêt étudiée a constitué un puits net de carbone pendant cette période permettant une séquestration allant de 120 000 à 820 000 tonnes de carbone par an dépendamment des années (en termes unitaires, ce taux varie entre 0,16 et 1,10 tonnes de C ha⁻¹ an⁻¹). En effet, la figure 4 nous montre qu'après une forte augmentation en 2004 et 2005, les flux de carbone de l'écosystème ont connu une baisse considérable après 2005 pour se situer entre les valeurs de 2002 et 2003. La période retenue peut être ainsi divisée en trois phases selon le taux de séquestration du carbone : 2001 et 2002 où la quantité de carbone séquestrée ne dépasse pas les 250 000 tonnes de C annuellement; 2003 à 2005 où la séquestration est à son apogée dépassant les 500 000 tonnes de C par année et finalement la phase 2006 à 2008 où on note une baisse du volume de séquestration pour se situer entre 350 000 et 400 000 tonnes de C annuellement.

Ces fluctuations sont dues principalement au rythme d'absorption du carbone par la biomasse. Effectivement, le réservoir de la biomasse connaît une augmentation importante jusqu'en 2004 où il commence à chuter pour se stabiliser à partir de 2006. En croisant les données relatives à la superficie perturbée et celles concernant les changements annuels au réservoir de la biomasse, on peut aisément constater la corrélation inverse entre les deux types de données (figure 5). Autrement dit, quand la superficie perturbée augmente, les flux de carbone de la biomasse diminuent et vice-versa.

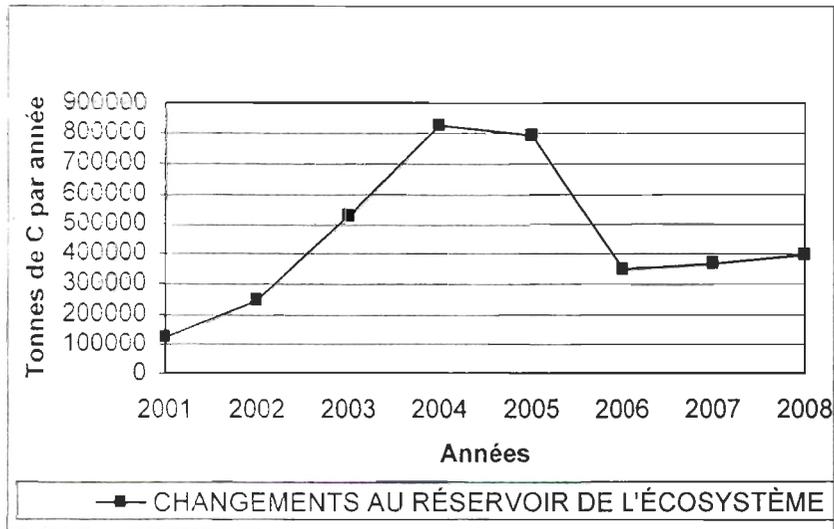


Figure 4. Changements aux réservoirs de carbone de tout l'écosystème (taux de séquestration annuels) pour la période 2001-2008.

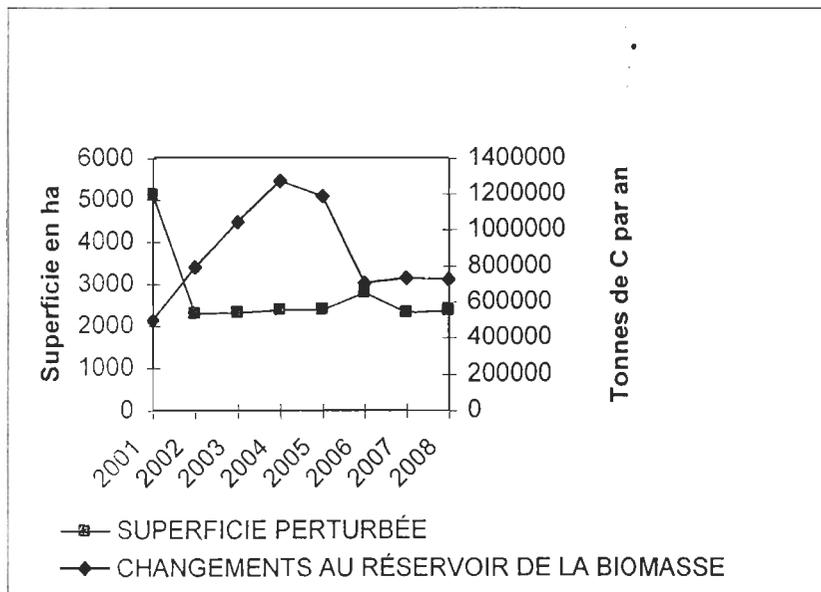


Figure 5. Superficie perturbée et changements au réservoir de la biomasse pour la période 2001-2008

La figure 6 montre que les courbes de la biomasse et de l'écosystème sont quasiment identiques dans leurs fluctuations. la différence dans les montants d'absorption entre les deux réservoirs étant représentée par les émissions dues à la matière organique morte (MOM). L'augmentation des émissions de la MOM au tout début de la période est principalement due à la décomposition des matières organiques suite à l'ancienne récolte. La grande capacité globale d'assimilation du carbone de l'écosystème peut s'expliquer par le nombre croissant de peuplements jeunes à croissance rapide. La répartition des classes d'âge est effectivement un facteur important pour comprendre les flux de carbone. Malgré leur teneur plus faible en carbone, les forêts jeunes sont habituellement capables de piéger le carbone à un rythme plus rapide que les forêts âgées (Campagna, 1996). La structure des classes d'âge en 2001 et en 2008 nous montre clairement la forte présence des peuplements de moins de 60 ans (figure 7).

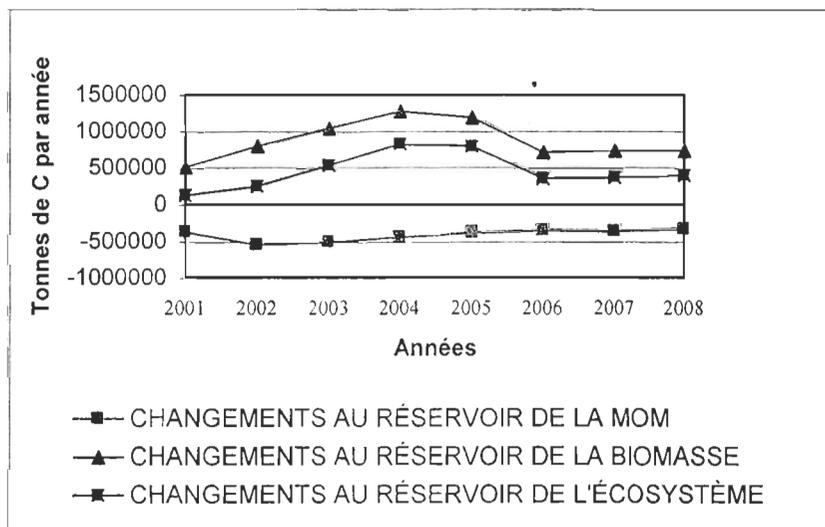


Figure 6. Changements aux réservoirs de carbone de l'écosystème, de la biomasse et de la MOM de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent pour la période 2001-2008

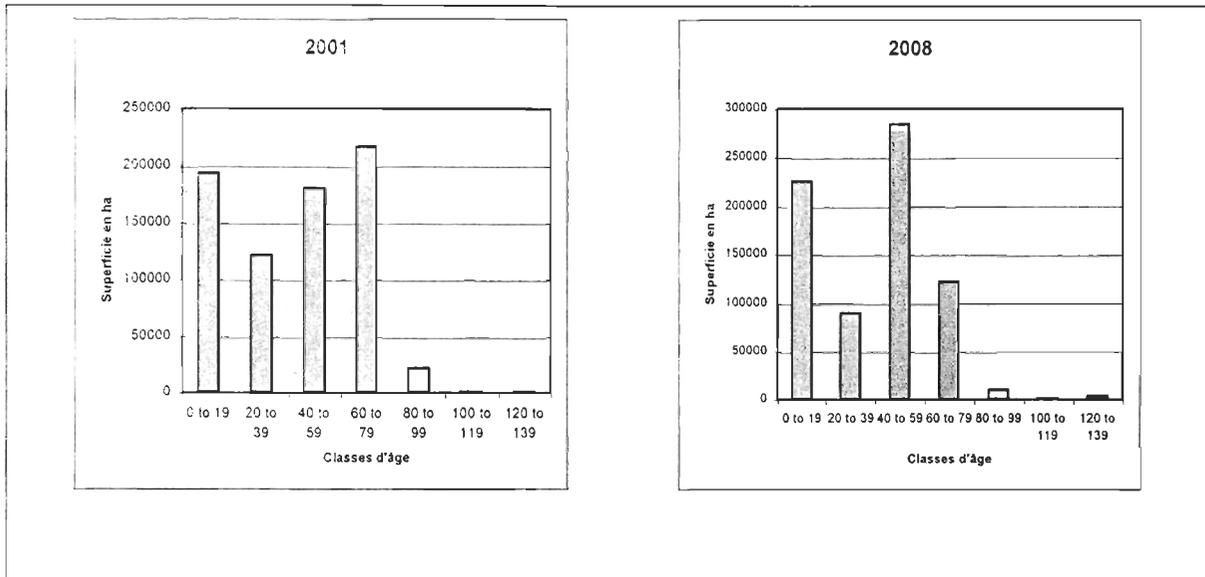


Figure 7. Distribution des classes d'âge de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent pour les années 2001 et 2008.

Si on observe des fluctuations considérables au niveau des changements nets aux réservoirs de carbone de l'écosystème durant la période 2001-2008, la situation est tout autre concernant les stocks de carbone. La figure 8 nous montre une certaine stabilité dans les stocks de carbone des trois réservoirs, ce qui est tout à fait normal vu la courte durée de la période considérée (8 ans). La même figure nous renseigne également sur l'importance du réservoir de la MOM. Ce dernier représente 80 % de tout le carbone stocké dans l'écosystème. En effet, sur les 250 tonnes de carbone stockées par chaque hectare de l'écosystème étudié, 200 tonnes se retrouvent dans le réservoir de la MOM.

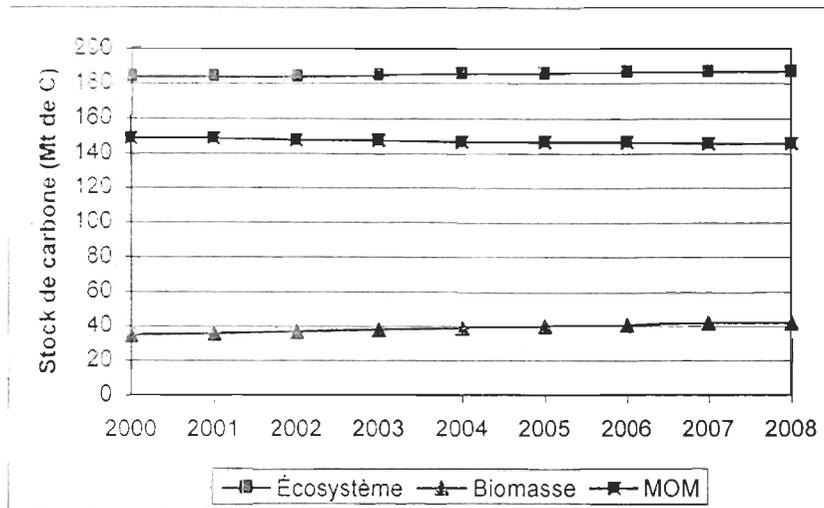


Figure 8. Estimation des stocks de carbone dans les réservoirs de l'écosystème, de la biomasse et de la MOM pour la période 2000-2008.

La majeure partie (autour de 50 %) du carbone de la biomasse est stockée dans le compartiment bois de tiges marchand, ce qui fait de lui le plus important des compartiments du réservoir de la biomasse (figure 9). Les changements au réservoir de la biomasse sont dus essentiellement aux processus annuels. Dans ce cas-ci, il s'agit de la croissance qui ajoute du carbone au réservoir de la biomasse. Par contre, les perturbations, majoritairement d'origine humaine dans notre écosystème, transfèrent une partie de ce carbone à d'autres réservoirs, dont principalement la MOM. Cette dernière reçoit alors du carbone sous l'effet des processus annuels dont le dépôt de litière, la décomposition et la mortalité. Elle en libère également sous l'impact des perturbations en direction de l'atmosphère (figure 10).

Pour ce qui est du réservoir de la MOM, la figure 9 nous montre que le sol est le plus grand compartiment de ce réservoir, avec un peu plus de la moitié du carbone total de la MOM.

D'ailleurs, le compartiment du sol est le plus important parmi tous ceux de l'écosystème. Effectivement, le stock de carbone du sol s'élève à 80 Mt de C (110 tonnes de C ha⁻¹) alors que celui des compartiments de la biomasse varie entre 35 et 40 Mt de C (autour de 50 tonnes de C ha⁻¹). Ce résultat est fort bien documenté dans la littérature, les sols forestiers stockent jusqu'à trois fois plus de C que la biomasse au-dessus du sol (Eswaran et al. 1993).

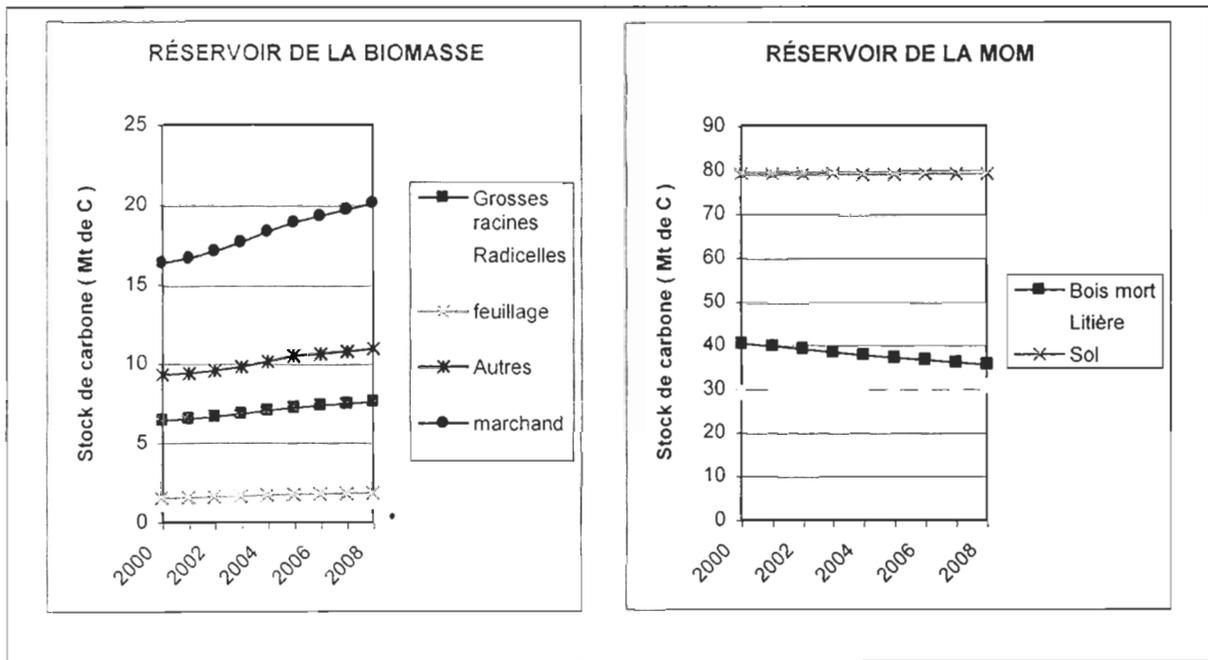


Figure 9. Stock de carbone dans chacun des compartiments de la biomasse et de la MOM pour la période 2000-2008.

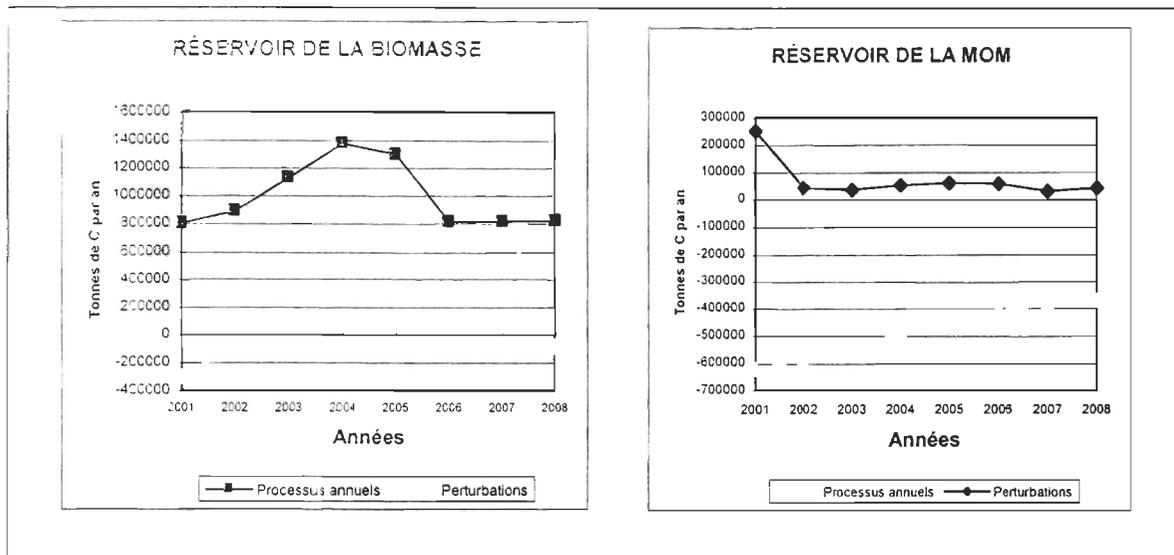


Figure 10. Impact des processus annuels et des perturbations sur les changements aux réservoirs de la biomasse et de la MOM pour la période 2000-2008

Les trois figures qui suivent illustrent les différents transferts de carbone dans l'écosystème à l'étude. La figure 11 nous renseigne sur les pratiques de récolte responsables des transferts du carbone de l'écosystème aux produits forestiers. La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est de loin l'activité qui provoque le plus de transfert de carbone. En effet, 90 % de ces transferts sont dus au CPRS alors que le reste est partagé pratiquement à égalité entre l'éclaircie commerciale (EC) et la coupe de succession (CS).

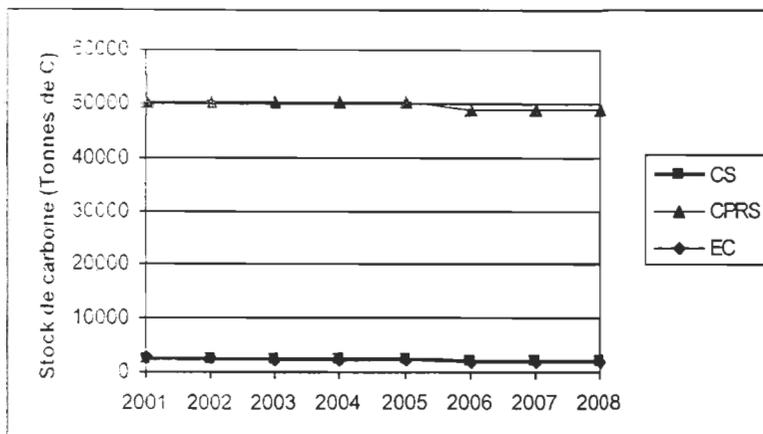


Figure 11. Les transferts de carbone de l'écosystème aux produits forestiers pour la période 2001-2008.

Concernant les transferts de la MOM à l'atmosphère (figure 12), il est intéressant de constater que le bois mort et la litière en sont plus responsables que le sol forestier. Bien évidemment, les deux premiers sont bien davantage assujettis aux processus de décomposition. Les transferts du carbone à partir du sol demeurent stables tout au long de la simulation.

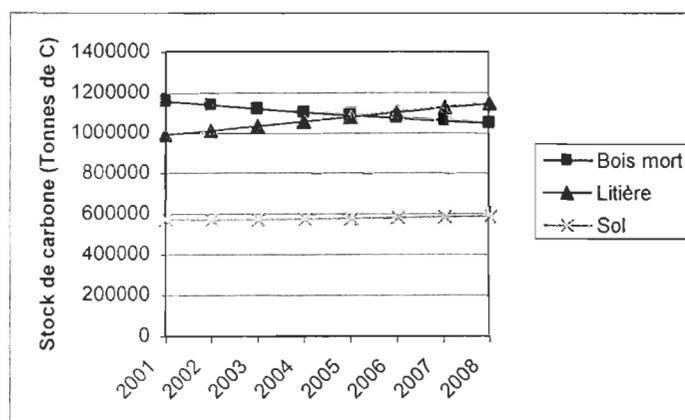


Figure 12. Les transferts de carbone de la MOM à l'atmosphère entre 2001 et 2008.

La figure 13 nous décrit le rôle des différentes perturbations dans les transferts de la biomasse à la MOM. À l'exception de deux épisodes causés par la sénescence des peuplements « *stand break-up* », c'est toujours la CPRS qui cause le plus de transfert de la biomasse à la MOM. Les transferts dus aux autres perturbations (EC, EPC et CS) sont quasiment nuls.

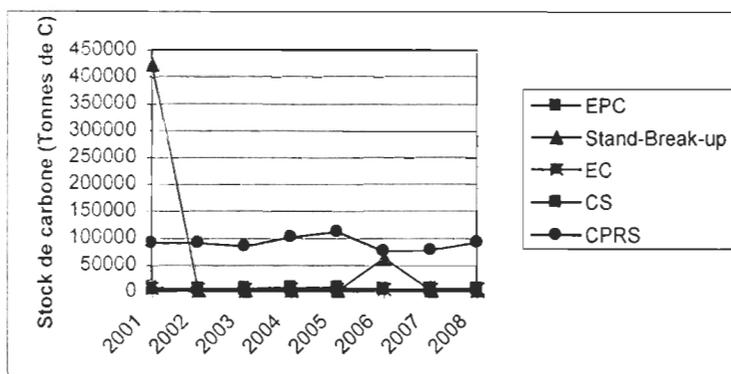


Figure 13. Les transferts de carbone de la biomasse à la MOM de 2001 à 2008.

En terminant cette partie sur le bilan de carbone historique de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent, nous avons procédé au regroupement de tous les résultats obtenus concernant les stocks et les changements de stocks de carbone de l'écosystème pour l'année 2008 (figure 14). Ainsi, en 2008, la forêt à l'étude constitue un puits de carbone dont la taille est de presque 400 000 tonnes de C par an. On peut également y voir les éléments suivants :

- Productivité Primaire Nette (PPN) = 3,21 Mt de C
- Productivité Nette du Biome (PNB) = + 0,39 Mt de C
- Stock total de l'écosystème = 186,4 Mt de C

- Stock de la biomasse = 41,5 Mt de C
- Stock de la MOM = 144,9 Mt de C
- Émissions de carbone (seulement à l'atmosphère) = 2,76 Mt de C
- Transfert vers les produits forestiers = 0,52 Mt de C

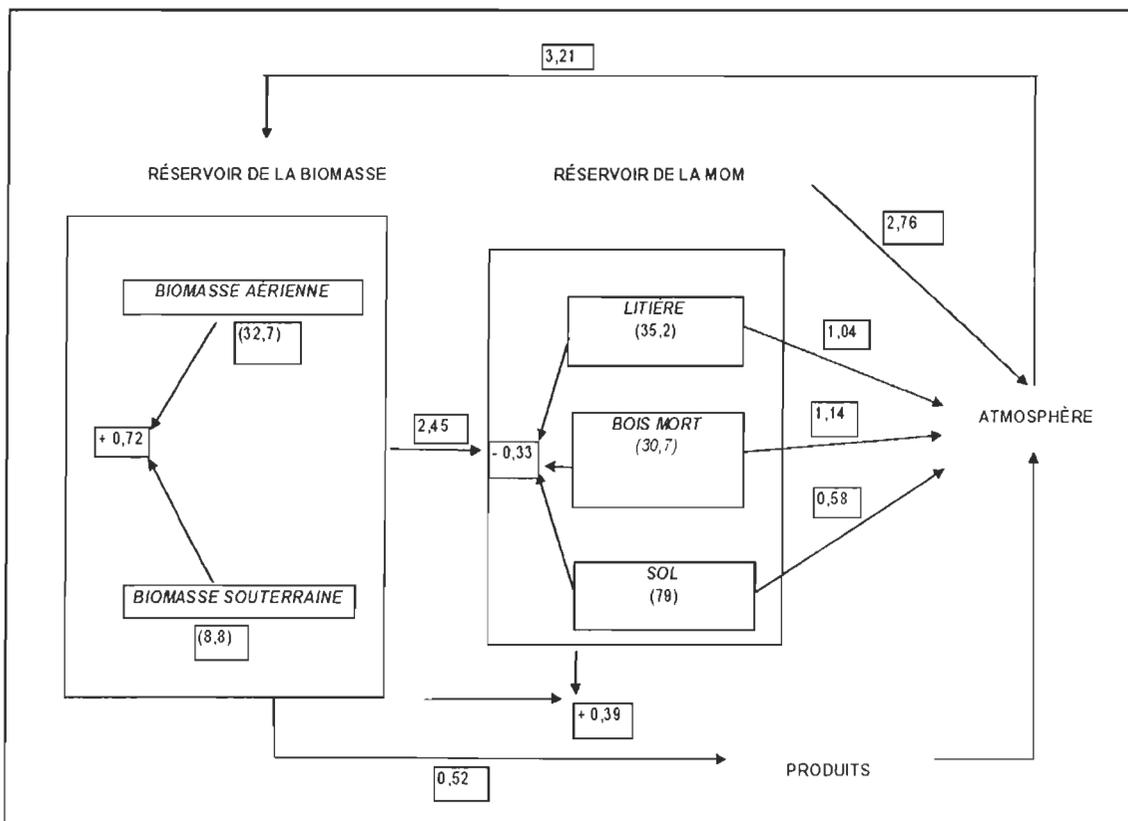


Figure 14. Stocks (chiffres entre parenthèses) et changements aux réservoirs de carbone en Mt de C pour l'année 2008.

Notre étude avait également comme objectif d'étudier l'impact des perturbations sur la séquestration du carbone à moyen terme. À l'aide du CBM-CFS3, nous avons simulé sur une période de 35 ans, la dynamique des stocks et des flux de carbone selon deux scénarios : le scénario *business as usual* et le scénario *forêt naturelle*. Le premier suppose l'application du plan d'aménagement actuel et ne prévoit aucun changement au niveau des perturbations anthropiques et naturelles. Le second, quant à lui, est censé représenter une croissance naturelle de la forêt à l'étude. Au niveau de la simulation, nous avons écarté toutes les perturbations d'origine humaine pour ce dernier scénario. Les deux scénarios ont, par contre, les mêmes conditions de départ (même hypothèse d'initialisation du peuplement dans le CBM-CFS3). Dans les deux scénarios, le stock de carbone de l'écosystème à l'étude augmente de façon significative à partir de la quatrième année de la simulation. Toutefois, durant presque toute la durée de la simulation, l'augmentation du stock total de carbone avec le scénario *forêt naturelle* est supérieure à celle relative au scénario *business as usual* (figure 15). Cette différence est due essentiellement au réservoir de la biomasse, et surtout au compartiment de la biomasse aérienne, le carbone de la MOM étant identique dans les deux scénarios (figures 16). Le stock total du carbone passe de 183 à 202 Mt dans le cas de la *forêt naturelle* et de 183 à 199 Mt dans le scénario *business as usual*. Pour chaque hectare donc, le stock total du carbone passe de 250 à 275 tonnes dans le premier scénario et de 250 à 270 tonnes dans le second scénario. En général, par rapport aux forêts non gérées, la présence de la gestion des écosystèmes forestiers est généralement exprimée par une réduction de la biomasse (Taylor et al. 2008).

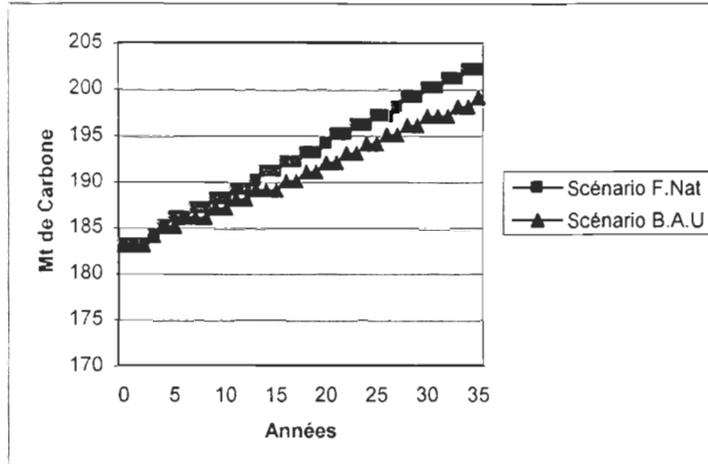


Figure 15. Stock de carbone de tout l'écosystème selon le scénario *Forêt naturelle* et le scénario *Business as usual*

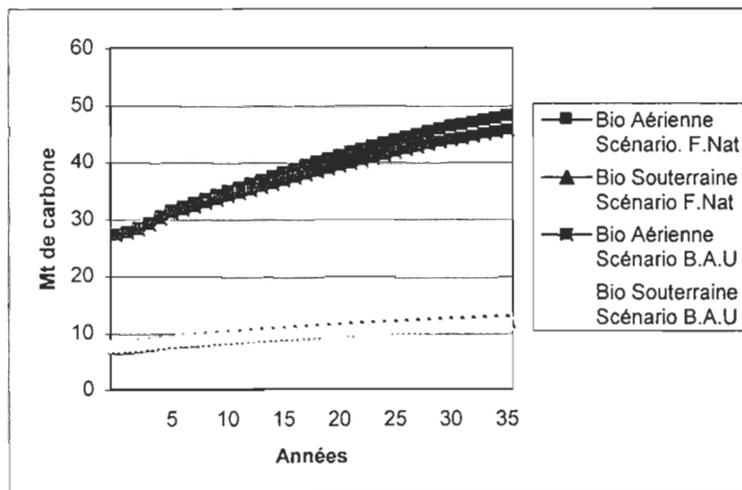


Figure 16. Stock de carbone dans la biomasse aérienne et souterraine selon les scénarios *Forêt naturelle* et *Business as usual*

Pour la dernière année de la simulation, le stock de carbone de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent s'élève à 199 Mt selon le scénario *business as usual* et à 202 Mt pour le scénario *forêt naturelle*. Pour les deux scénarios, le carbone de la biomasse représente à peu près 30 % du carbone total, le reste étant représenté par le carbone de la MOM. 80 % du carbone de la biomasse provient de la biomasse aérienne alors que le sol emmagasine 55 % du carbone de la MOM (tableau 2).

Tableau 2 : Stock de carbone dans les différents réservoirs selon les scénarios *forêt naturelle* et *Business as usual* pour l'année 35 de la simulation (Mt de C)

	BIOMASSE		MOM		
	AÉRIENNE	SOUTERRAINE	BOIS MORT	LITIÈRE	SOL
F. NAT	47,88	11,97	28,08	35,15	79
B.A.U	45,51	11,47	27,79	34,91	78,96

Source: Lemssaoui, 2009a.

Pour les deux scénarios, la forêt à l'étude constitue un puits de carbone durant toute la période de simulation. Cependant, l'importance de ce puits varie selon les scénarios et les années. Pour le scénario *forêt naturelle*, le puits de carbone varie entre 0,18 et 0,91 Mt de C par an alors qu'il passe de 0,12 à 0,82 Mt de C par an pour le scénario *business as usual*. La capacité de séquestration de l'écosystème est donc supérieure selon le scénario *forêt naturelle*. Ce résultat est à manier avec prudence puisque notre simulation ne va pas au-delà de 35 ans. En principe, une vieille forêt est un meilleur réservoir et un moins bon puits qu'une jeune forêt (Campagna, 1996).

Les flux du carbone (changements nets aux réservoirs) de l'écosystème commencent par augmenter durant les premières années de la simulation, subissent une forte baisse vers la septième année, croissent ensuite durant la majeure partie de la simulation jusqu'à la stabilisation des quatre dernières années, et ce pour les deux scénarios (figure 17). En fait, les années où on enregistre des baisses au niveau des flux de carbone correspondent aux années où l'écosystème subit des perturbations naturelles (figure 18). Ainsi, les fluctuations des deux courbes de la figure 18 étant dues aux perturbations naturelles, la différence au niveau de la capacité de séquestration entre les deux scénarios ne peut s'expliquer qu'avec les perturbations d'origine humaine, autrement dit les activités d'aménagement. Effectivement, la figure 19 montre la superficie perturbée par chacune de ces activités. On voit nettement que la coupe avec protection de la régénération et des sols, l'éclaircie commerciale et la plantation sont responsables de la grande majorité des superficies perturbées. Soulignons que la différence du niveau de la capacité de séquestration entre les deux scénarios varie annuellement entre un minimum de 60 000 tonnes de C et un maximum de 90 000 tonnes de C (figure 19).

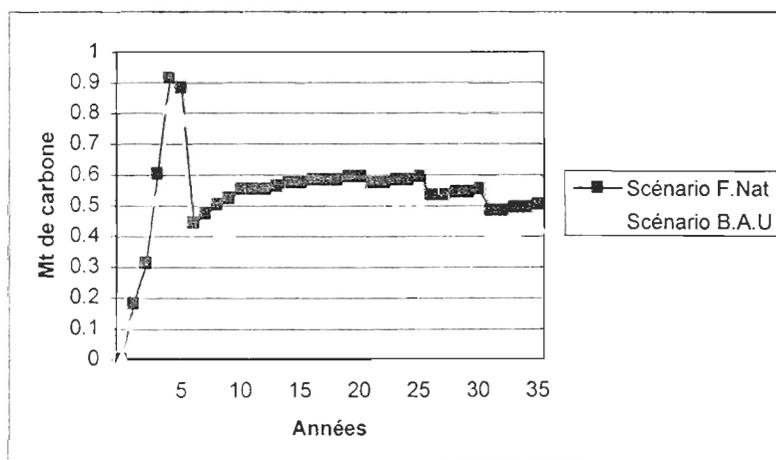


Figure 17. Changements au réservoir du carbone de l'écosystème selon le scénario *Forêt naturelle* et le scénario *Business as usual*.

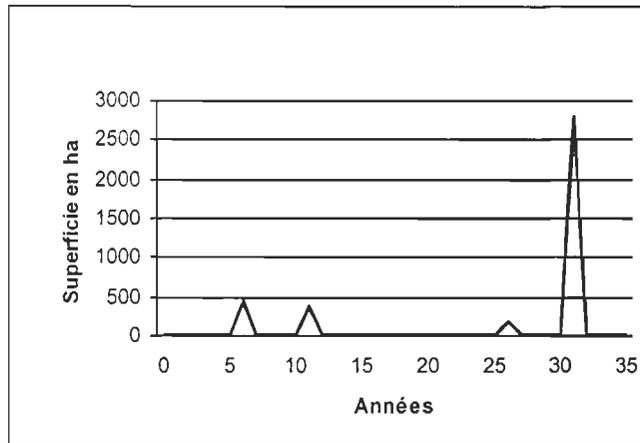


Figure 18. Superficie perturbée pour le scénario *forêt naturelle*

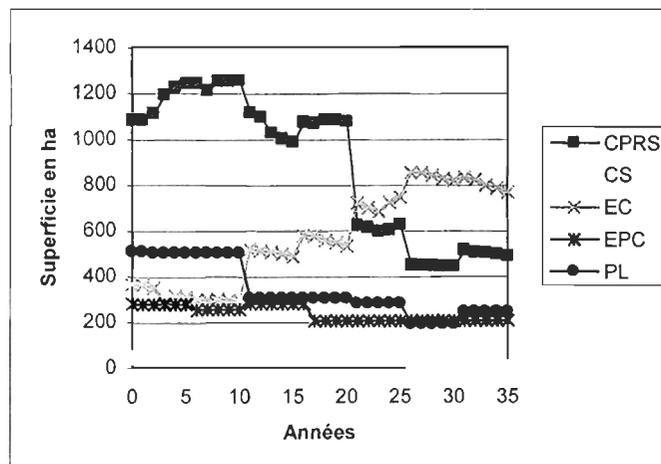


Figure 19. Superficie perturbée selon le type d'activité pour le scénario *Business as usual*.

Comme pour les stocks de carbone, ce sont les changements du stock du carbone de la biomasse qui expliquent la différence entre les flux du carbone total entre les deux scénarios. La biomasse de la forêt naturelle séquestre plus de carbone que celle de la forêt aménagée alors que les émissions de la MOM s'équivalent dans les deux scénarios (figure 20). Ce qui nous pousse à déduire que les activités d'aménagement ont effectivement un impact sur le volume de la biomasse mais n'affectent pas les émissions de la matière organique morte vers l'atmosphère. C'est parce que n'importe quelle perturbation implique des flux de carbone entre l'atmosphère, la biomasse, les sols forestiers et les produits forestiers. Quand les forêts sont soumises aux perturbations, seule une partie du carbone est transférée à l'atmosphère; la biomasse elle-même, les sols et produits forestiers en reçoivent une bonne partie (Haripriya, 2003).

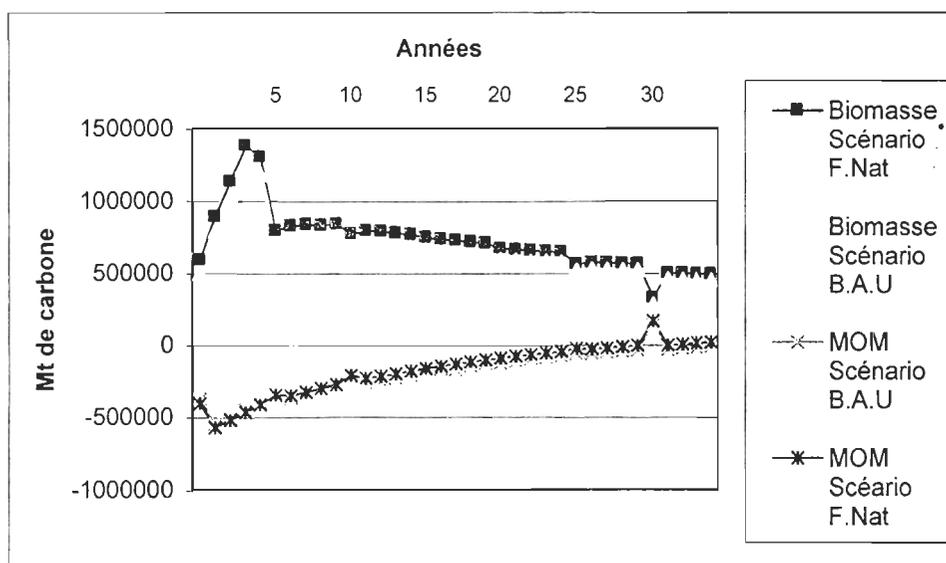


Figure 20 : Changements aux réservoirs de carbone de la biomasse et de la MOM selon le scénario Forêt naturelle et le scénario Business as usual.

4.3 DISCUSSION

L'analyse rétrospective de la période 2001-2008 a montré que la forêt privée du Bas-Saint-Laurent a constitué un puits de carbone variant entre 0,12 et 0,82 mégatonnes de carbone annuellement (Mt de C). En tenant compte de la superficie de la forêt en question, ces taux varient entre 0,16 et 1,10 tonnes de C ha⁻¹ par année. Il est difficile de comparer ces résultats à ceux présentés dans d'autres études puisque la séquestration du carbone forestier est fortement sensible à une multitude de facteurs dont les plus importants sont l'âge de la forêt, les perturbations naturelles et humaines ainsi que les conditions climatiques. Autrement dit, on ne peut pas tout simplement avancer dans l'absolu qu'un hectare de forêt séquestre tant de tonnes de carbone par année. Toutefois, on peut citer quelques études pour mieux situer nos propres estimations. Utilisant le même modèle de quantification du bilan de carbone que la présente étude, Liu et ses co-auteurs estiment le taux de séquestration de la forêt du nord de l'Ontario à 1 tonne de C ha⁻¹ par année de 1920 à 1975 (Liu et al., 2002). Cette forêt est devenue une source de carbone à la fin des années 1980 en raison essentiellement des perturbations. Pour ces auteurs, la structure d'âge des forêts du nord de l'Ontario est le facteur clé dans la détermination de la capacité de séquestration de ces forêts et le rôle joué par les programmes d'aménagement forestier est déterminant à cet égard. Le fait que la forêt privée du Bas-Saint-Laurent soit jeune et relativement à l'abri des perturbations explique également en grande partie les chiffres avancés dans notre étude. Quant aux deux principaux réservoirs de carbone forestier, à savoir la biomasse et le sol, leurs stocks respectifs pour la forêt indienne ont été estimés à 46 et 80 tonnes de C ha⁻¹ (Haripriya, 2003). Notre étude fait des estimations quasiment identiques, à savoir 51 et 79 tonnes de C ha⁻¹ respectivement. Dans une étude sur l'impact de différents scénarios d'aménagement forestier sur le bilan de carbone de la forêt ontarienne, Colombo et Parker estiment que la MOM

contient 87 % du stock de carbone de tout l'écosystème et la biomasse en contient 13 % (Colombo et Parker, 2005). Ces chiffres sont très proches de ceux que nous avons obtenus, à savoir respectivement 83 % et 17 % (figure 8).

L'analyse a montré également que les changements dans la zone perturbée annuellement influencent grandement les flux de carbone de la biomasse et, par la même occasion, la capacité nette de séquestration de l'écosystème (Kurz et Apps, 1995). Pour les années 2001, 2004 et 2006, la superficie perturbée a été respectivement de 5 000, 2 000 et 2 800 ha et les changements au réservoir de la biomasse ont enregistré les valeurs de 0,5, 1,26 et 0,72 Mt de C. La capacité de séquestration de l'écosystème a, quant à elle, passé de 0,12 à 0,82 Mt de C entre 2001 et 2004 pour chuter, deux années plus tard, à 0,34 Mt de C (figures 5 et 6). Le contrôle du taux de perturbations et l'accélération du taux de régénération doivent être pris en compte dans tout aménagement forestier visant à accroître la séquestration du carbone forestier.

Selon nos projections, la forêt à l'étude demeurera un puits de carbone jusqu'en 2035. L'absence de perturbations naturelles comme les feux de forêt et les infestations d'insectes et le type d'activités forestières appliquées expliquent largement cet état des choses. Cependant, en comparant les projections en terme de bilan de carbone des deux scénarios retenus dans cette étude, à savoir le scénario *Business as usual* et le scénario *forêt naturelle*, on arrive à la conclusion qu'avec les mêmes conditions de départ, les traitements sylvicoles influencent négativement la capacité de séquestration de l'écosystème. Plusieurs études ont démontré que les travaux de récolte sont un facteur important qui influe sur la capacité de séquestration du carbone dans les forêts aménagées (Cooper, 1983; Parker et al. 2000). Effectivement, sans activités forestières, l'écosystème séquestrerait entre 60 000 et 90 000 tonnes de carbone de plus

annuellement. À ce niveau, il faut souligner que la période de simulation est relativement courte par rapport à l'âge de rotation. Il serait judicieux que d'autres études explorent l'effet de l'allongement de la période de simulation et de l'âge de rotation sur la dynamique du carbone de l'écosystème qui nous concerne. Il serait également intéressant de s'attarder sur l'impact de différents scénarios d'aménagement sur le bilan de carbone afin de mieux intégrer la séquestration de carbone dans les plans d'aménagement forestier en prenant en compte les liens entre les bénéfices attendus de la séquestration du carbone et les autres bénéfices environnementaux et socioéconomiques liés aux écosystèmes forestiers, à l'instar de l'étude menée dans la région de Victoria qui examine la stratégie optimale d'aménagement qui maximise les bénéfices liés à l'exploitation du bois, à la séquestration du carbone et à l'eau (Creedy et Wurzbacher, 2001). Le choix des pratiques d'aménagement a effectivement un impact déterminant sur la conciliation de ces différents objectifs. Sur la base de données issues d'une étude de longue durée sur la gestion forestière en Malaisie, Francis Putz et ses co-auteurs démontrent que l'application de l'exploitation à impact réduit permet de réduire les émissions de carbone de 30 % par rapport à des méthodes d'exploitation conventionnelles. Des pratiques comme la planification du réseau de débardage ou l'abattage directionnel réduisent de façon substantielle les dommages collatéraux au peuplement résiduel et donc diminuent le carbone exporté tout en permettant d'exploiter le même volume de bois (Putz et al., 2008). Par ailleurs, le modèle du bilan de carbone utilisé n'intègre pas, comme souligné plus haut, l'impact des changements climatiques sur la croissance forestière et le régime des perturbations. Or, cet élément est d'une importance capitale pour le bilan de carbone forestier. Il suffit d'une perturbation sévère pour diminuer l'importance d'un puits ou complètement le changer en une source de carbone. Selon le Service canadien des forêts, « chaque année, c'est principalement

l'étendue de la superficie touchée par l'incendie et les insectes qui détermine si la forêt aménagée constitue un puits ou une source. » (SCF, 2007).

Reste à donner une valeur monétaire au carbone séquestré par la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. On doit bien reconnaître, si l'on raisonne dans le contexte institutionnel actuel, que cette valeur est nulle. Pour comprendre pourquoi, il faut rappeler le traitement qui est réservé aux forêts dans le Protocole de Kyoto et quelles décisions le Canada a prises dans ce cadre. Aux termes de l'Article 3.3 du Protocole de Kyoto (CCNUCC, 1998), les parties de l'annexe I (dont le Canada) peuvent comptabiliser les quantités de carbone résultant des activités anthropiques directes de boisement, reboisement et déboisement, correspondant à un changement d'affectation des terres, mis en oeuvre à partir du 1^{er} janvier 1990. La méthode d'inventaire actuelle considère qu'en cas de déboisement, tout le carbone stocké est émis dans l'atmosphère durant l'année d'exercice. Cette règle comptable ne prend en compte ni l'usage des bois abattus, ni la dégradation progressive de la matière organique non-exportée. En définitive, les Parties se verront attribuer un « débit net » de carbone lié à ces activités de déboisement. En cas de crédits liés à une augmentation significative des surfaces forestières productives, les quantités prises en compte ne peuvent dépasser 9 millions de tonnes par an durant la première période d'engagement. Les activités liées à l'Article 3.4 concernent les émissions par les sources et les absorptions par les puits de gaz à effet de serre, résultant de l'une ou de l'ensemble des activités humaines suivantes, autres que boisement et reboisement : la restauration du couvert végétal, la gestion des forêts, la gestion des terres agricoles et la gestion des pâturages. Les Accords de Marrakech fixent les quantités de carbone qui seront comptabilisées dans le cadre de l'affectation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie, en déduction des émissions relatives à la première période d'engagement. Chaque Partie peut en effet choisir les activités

qu'elle souhaite faire valoir et peut également recourir aux « mécanismes flexibles ». En ce qui concerne la gestion des forêts, les Accords de Marrakech permettent de comptabiliser la totalité des quantités de carbone séquestré jusqu'à des montants équivalents aux débits nets éventuels résultant de l'Article 3.3 liés aux déboisements. Au-delà de cette compensation, le carbone séquestré peut être comptabilisé jusqu'à concurrence d'un plafond établi pour chaque Partie.

En 2007, le Canada a décidé de ne pas recourir aux activités de gestion forestière ou agricole, c'est-à-dire aux activités au sens de l'article 3.4 du Protocole de Kyoto, pour atteindre ses objectifs de réduction durant la période 2008-2012. Effectivement, une étude du Service Canadien des Forêts révèle qu'il y a neuf chances sur dix que la forêt aménagée canadienne devienne une source entre 2008 et 2012. Le risque élevé s'explique en majeure partie par les incendies et les épidémies d'insectes actuelles et prévues dans plusieurs régions (SCF, 2007). Toutefois, les mêmes chercheurs insistent sur le fait que la forêt canadienne peut toujours contribuer à résoudre la question des changements climatiques en continuant à chercher des moyens pour réduire les émissions ou accroître l'absorption des GES. Plusieurs avenues sont déjà proposées à cet effet comme la pratique d'activités de gestion pouvant diminuer les incendies et les épidémies d'insectes et assurer une régénération forestière rapide après exploitation, l'augmentation du boisement et la diminution du déboisement et l'augmentation de la durée de vie des produits forestiers.

On peut aussi tenter d'approcher la valeur économique des forêts résultant de leur capacité à fixer le carbone en raisonnant en dehors de tout cadre institutionnel, d'autant que les modalités de l'après-Kyoto n'ont pas encore été fixées. Une des manières de définir le prix du carbone est de partir de l'appréciation du coût associé au risque du changement climatique. La valeur de la tonne

de carbone, ou plus exactement la valeur de la non émission d'une tonne de CO₂, se mesure alors au regard de l'impact du changement climatique sur le système économique. On associe donc à une tonne de CO₂ émise aujourd'hui un dommage futur que l'on cherche à valoriser.

La revue de la littérature montre la grande dispersion des valeurs obtenues dans de très nombreuses études. Dans les études qu'a passées en revue David Pearce (2003), le coût marginal du carbone va de 3 à 298 \$ la tonne de carbone (prix de 2000), ce qui montre la sensibilité des estimations aux modèles retenus.

Bref, la fourchette des valeurs du coût social du carbone est si large qu'on est bien en peine de choisir une valeur et de justifier ce choix. Une autre manière d'envisager la valeur du carbone est de s'en référer au prix du carbone sur le marché de permis des droits d'émission de CO₂. On peut ainsi, à titre d'illustration, considérer les prix appliqués sur les deux marchés climatiques qui concernent la province du Québec, à savoir le Marché climatique de Montréal (*MCEX*) (voir section 4.1.2) et le *Regional Greenhouse Gas Initiative* (voir chapitre 7). Pour l'instant, le Marché climatique de Montréal ne vend que des contrats à terme, ces produits permettant aux grands émetteurs d'acquérir plus tard des crédits de GES à un prix déterminé aujourd'hui. Quatre types de contrats à terme sont présentement négociés. Chacun possède un mois d'échéance distinct, soit juin 2011, septembre 2011, décembre 2011 et mars 2012 (tableau 3).

Tableau 3 : Prix de règlement des contrats à terme transigés sur le *MCeX* (\$/tonne CO₂e), 20 juillet 2009.

Produit	Mois d'échéance	Prix de règlement
MCXM11	Juin 2011	4,5
MCXU11	Septembre 2011	4,5
MCXZ11	Décembre 2011	6,5
MCXH12	Mars 2012	6,5

Source: *MCeX*, 2009.

Dans le *Regional Greenhouse Gas Initiative*, le système fonctionne sous la forme d'une mise à l'enchère de permis de CO₂. Les permis sont alloués trimestriellement sous forme d'une mise à l'enchère. La première enchère a eu lieu le 25 septembre 2008. Elle s'est soldée par un prix de 3,07 \$/tonne de CO₂. Sachant qu'une tonne de C équivaut à 3,66 tonnes de CO₂, et considérant les valeurs minimale et maximale d'une tonne de CO₂ sur les deux marchés que nous venons de présenter, la valeur du carbone séquestré par la forêt privée du Bas-Saint-Laurent se situerait pour la période 2001-2008, si toutefois les producteurs forestiers avaient accès au marché de carbone, entre 40 M \$ (3 598 343 x 3,66 x 3,07 \$ = 40 430 700 \$) et 86 M \$ (3 598 343 x 3,66 x 6,5 \$ = 85 604 580 \$). Pour la seule année 2004, ce montant se situerait entre 9 et 20 M \$, ce qui représente respectivement 14 et 20 % des revenus de la vente de bois pour cette même année (64 M \$).

En terminant, soulignons que la gestion des forêts contribue à la protection du climat non seulement grâce à la formation de puits de carbone, mais également par le biais d'une utilisation accrue du bois énergie ou de construction. En effet, pour le cas suisse par exemple, l'Office

fédéral de l'environnement³⁷ conclut, à la suite de plusieurs études, que l'analyse des effets des puits de carbone et de l'exploitation du bois sur le bilan de CO₂ de la Suisse à travers plusieurs scénarios montre qu'on obtient le meilleur résultat du point de vue du CO₂ en maximisant la croissance annuelle de bois exploitable. À long terme, le bilan de CO₂ peut être optimisé par l'utilisation du bois ainsi obtenu comme matériau de construction en premier lieu, puis comme agent énergétique. La production et l'utilisation de produits du bois permettent en effet d'éviter les émissions dues à la production d'autres matériaux. Par ailleurs, une deuxième utilisation du matériau bois comme agent énergétique (granules, chaufferie à biomasse, biodiesel, éthanol cellulosique) permet d'éviter les émissions liées à la combustion d'énergies fossiles. En optimisant la gestion des forêts, l'Office escompte une réduction annuelle d'environ 8 millions de tonnes de CO₂ à l'horizon 2025, soit environ 15 % de la quantité annuelle de gaz à effet de serre émise actuellement.

³⁷ <http://www.bafu.admin.ch/wald/01198/01209/01213/index.html?lang=fr> (consulté le 20 octobre 2009).

CHAPITRE 5

ÉVALUATION DE LA CONTRIBUTION DE LA FORÊT PRIVÉE À L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE

Aujourd'hui, un tiers de l'humanité vit dans une situation dite de « stress hydrique », avec moins de 1700 m³ d'eau douce disponibles par habitant et par an³⁸. L'eau douce est donc une denrée rare. Pourtant, à l'échelle de la planète, elle semble ne pas manquer : environ 40 000 km³ d'eau douce s'écoulent chaque année sur les terres émergées, lesquels, partagés entre les 6 milliards d'individus vivant sur la terre, devraient fournir 6 600 m³ à chacun.

Cependant, si ces réserves sont globalement suffisantes pour répondre à l'ensemble des besoins, elles sont très inégalement réparties à la surface du globe. Alors que certains pays ont la chance de posséder d'énormes réserves se renouvelant annuellement, d'autres n'ont pas d'eau en suffisance et connaissent des difficultés d'approvisionnement extrêmement fortes, ce qui n'est pas sans avoir de fâcheuses répercussions sur le niveau de bien-être de leurs populations. Neuf pays seulement se partagent 60 % des réserves mondiales d'eau douces³⁹ : le Brésil, la Russie, les États-Unis, le Canada, la Chine, l'Indonésie, l'Inde, la Colombie et le Pérou.

À cet égard, le Québec paraît très favorisé par la nature puisque la grande quantité d'eau disponible – le tiers des ressources en eau douce de l'ensemble du Canada et 3 % des ressources mondiales - et le faible poids de sa démographie font en sorte qu'il n'en prélève qu'un très faible pourcentage. Dans ces conditions, il n'est pas surprenant de constater que jusqu'à tout récemment, dans l'esprit des gens, l'accessibilité à une eau de qualité et en quantité suffisante ne semblait pas être un problème au Québec. Cela se traduit effectivement par une forte consommation domestique d'eau potable dans laquelle les Québécois, après les Américains, détiennent, malheureusement, un triste record. La consommation résidentielle québécoise, qui est

³⁸ www.worldwater.org (consulté le 18 avril 2008).

³⁹ http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/mondial/02_situation.htm (consulté le 18 avril 2008).

estimée aux environs de 400 l/p/j⁴⁰, se compare à la moyenne canadienne de 350 l/p/j et correspond aux niveaux de consommation observés en Amérique du Nord. L'Europe affiche, en revanche, des niveaux de consommation plus bas. La consommation résidentielle moyenne au Royaume-Uni et en France est respectivement de l'ordre de 200 l/p/j et de 150 l/p/j. On estime cependant à 80 l/p/j le volume nécessaire pour assurer la qualité de vie des humains (UNESCO, 2003).

Or, malgré cette abondance, le Québec n'est pas à l'abri de sérieuses menaces quant à son approvisionnement en eau potable. Parmi celles-ci, la plus importante concerne l'approvisionnement en eau potable au fleuve Saint-Laurent qui alimente environ 45 % de la population du Québec⁴¹. Plus exactement, cela concerne les impacts appréhendés des changements climatiques sur le régime hydrologique et hydraulique du fleuve de manière générale et sur l'évolution du front salin en particulier (GCSI, 2000). Plusieurs auteurs ont avancé l'hypothèse que dans un scénario de croissance des concentrations du CO₂ atmosphérique, les débits annuels moyens du fleuve diminueraient de façon importante (Mortsch et al., 2000). Les impacts d'un tel changement seraient très importants et pourraient modifier la position du front salin et compromettre l'approvisionnement en eau potable de plusieurs municipalités (Bourgault, 1999).

Si cet enjeu relève du moyen et du long terme, d'autres problèmes se manifestent déjà sous nos yeux. En effet, soulignée par de nombreux intervenants dans le cadre de la consultation du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) sur la gestion de l'eau au Québec, qui

⁴⁰ Litre par personne par jour

⁴¹ www.mddep.gouv.qc.ca (Consulté le 24 avril 2008)

s'est déroulée de mars 1999 à avril 2000, la préoccupation des Québécois quant à la qualité de l'eau s'est trouvée amplifiée par les malheureux événements survenus à Walkerton (Ontario) en mai 2000 et les derniers épisodes de cyanobactéries. L'enquête menée à Walkerton a démontré que cette expérience désastreuse a coûté cher aux autorités de la province. Les coûts économiques (150 M \$), les dommages psychologiques pour la population et l'impact politique ont été très importants (Swain et al., 2005).

Personne n'ignore aujourd'hui que malgré la quantité très importante de l'eau au Québec, sa qualité n'est pas à l'abri d'altérations causées par des activités agricoles, industrielles et municipales. Une des conclusions de la toute dernière étude dans le domaine, commandée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et signée par Hubert Demard, est que les lacs et les cours d'eau québécois où les municipalités ont implanté leurs prises d'eau ne jouissent d'aucune protection supplémentaire par rapport aux lacs et aux cours d'eau de villégiature. Toujours selon la même étude, il faudrait prévenir les problèmes à long terme plutôt que d'accroître les budgets des usines de filtration au fur et à mesure que la qualité des approvisionnements diminue (Demard, 2007).

Cette dernière recommandation est déjà une pratique usuelle sous d'autres cieux. En effet, sur les 105 plus grandes villes du monde, 33 sont alimentées en eau potable provenant de zones protégées (Dudley, 2003). Dans certains cas, on a expressément reconnu la fonction protectrice des forêts, ce qui a amené à sauvegarder et à conserver des domaines forestiers pour l'approvisionnement de grandes villes en eau potable. On peut citer en exemple les cas suivants:

§ New York (Brunette, 2007) :

Le système d'approvisionnement en eau potable de la ville de New York, le *New York City Watershed*, est le plus grand bassin au monde en matière d'approvisionnement et de gestion des eaux de surface. En effet, il peut fournir de l'eau potable à plus de 9 millions de résidents, soit plus de la moitié de la population de l'État de New York. Le secret d'une telle réussite réside dans le lien étroit qui existe entre des infrastructures avant-gardistes et des programmes incitatifs de production des biens et services environnementaux. Le couvert forestier représente plus de 75% du territoire des trois grands bassins versants du *New York City Watershed* dont 70 % est du domaine privé (agriculteurs et propriétaires de boisés non industriels). Les autorités concernées reconnaissent qu'il faut tout faire pour encourager les propriétaires de boisés et les agriculteurs à adopter de bonnes pratiques de gestion et de récolte compatibles avec les objectifs de protection de la qualité de l'eau en contrepartie d'incitatifs financiers. Ces derniers se concentrent dans les trois principaux programmes que sont :

- Le programme forestier : Il comprend plusieurs volets dont celui des services forestiers qui offre aux propriétaires de boisés les moyens appropriés pour la confection de plans d'aménagement forestier et la mise en application de bonnes pratiques liées à la construction de voirie forestière, la construction de ponts et ponceaux et la protection des zones tampons. Plusieurs propriétaires souhaitent se prévaloir de ces services afin de bénéficier du programme de remboursement des taxes foncières offert par l'État de New York. Ces propriétaires, s'ils ont plus de 20 hectares sous gestion, peuvent recevoir en remboursement l'équivalent de 75 % de leur facture de taxes foncières. Le plan de gestion est la porte d'entrée à d'autres volets et programmes incitatifs.

- Le programme agricole : Il s'agit d'un programme qui offre aux agriculteurs des incitatifs financiers ainsi qu'un support professionnel pour la confection de *Plans complets de gestion de ferme* et pour l'application de bonnes pratiques environnementales en matière d'agriculture.
- Les servitudes de conservation : Ce programme encourage les propriétaires à s'engager à long terme quant à l'utilisation de leurs fermes et de leurs boisés, à freiner le développement commercial et résidentiel, et à poursuivre des objectifs de conservation et de protection du territoire agricole et forestier. En effet, il n'y a pas de loi du zonage du territoire agricole et forestier dans l'État de New York. Ce qui a amené les autorités concernées à acheter librement des droits d'utilisation auprès des propriétaires au prix du marché.

Au cours des années 1990, les lois fédérales américaines en matière d'environnement se sont resserrées et ont obligé toutes les municipalités du pays à filtrer l'eau de surface avant consommation humaine. Si la ville de New York devait se soumettre à cette loi, elle aurait dû construire une usine de filtration qui aurait coûté quelques 10 milliards de dollars américains. Ce système de filtration coûterait également plus d'un million de dollars par jour à opérer. En 1997, la ville a négocié une entente avec les autorités fédérales lui permettant d'échapper à l'obligation de filtrer l'eau potable en contrepartie d'un engagement à prouver la mise en place de moyens sévères de contrôle de la qualité de son eau potable non filtrée.

§ **Münich (Pointereau, 1999) :**

La ville et ses communes environnantes (1,3 millions d'habitants) sont approvisionnées depuis 120 ans par une eau pure et non traitée. Dès la fin du 19^{ème} siècle, une démarche d'acquisition

foncière est engagée afin de maîtriser la gestion des espaces boisés des bassins d’approvisionnement. Plus récemment, le service des eaux de Munich a développé un programme incitatif destiné à convertir à l’agriculture biologique les exploitants agricoles situés dans les zones d’influence des captages d’eau. Assise sur une gestion forestière douce et une généralisation de l’agriculture biologique, cette politique d’approvisionnement en eau confirme combien la prévention est moins dispendieuse en deniers publics qu’une politique curative. Le programme d’encouragement coûte 1 centime d’euros par m³ d’eau potable délivrée. Un prix qui se justifie au regard des coûts des traitements de l’eau (en France, le seul coût de la dénitrification est estimé à 0,28 centime d’euros par m³).

§ Suisse:

Dans leur choix des lieux de captage, de nombreux réseaux d’approvisionnement en eau potable de Suisse ont misé sur l’effet protecteur et purificateur de la forêt. Environ 400 millions de m³, soit presque 40 % de la quantité d’eau demandée, arrivent en provenance des usines publiques de distribution d’eau chez les consommateurs sans avoir subi aucun traitement. Ce volume considérable d’eau naturelle et de bonne qualité provient des captages d’eau des bassins versants. Considérant que les coûts du traitement peuvent avoisiner en moyenne 0,20 franc suisse par m³, l’utilisation d’une telle eau qui provient pour l’essentiel de la forêt, qui ne nécessite aucun traitement, permet d’économiser environ 80 millions de francs suisses (soit 64 millions US \$) par an⁴².

⁴² Office Fédéral de l’environnement, Suisse. Url: <http://www.bafu.admin.ch/wald/01198/01208/index.html?lang=fr> (Consulté le 3 mars 2008).

Ces exemples illustrent bien le lien étroit entre la forêt et la qualité des eaux d'un bassin versant. Ce qui n'est pas nouveau en soi. Déjà, en 1823, dans son *Traité général des Eaux et forêts*, Beaudrillard écrivait : « Ces deux mots joints ensemble semblaient autrefois n'en former qu'un... Ce n'est point sans motif que l'Administration des Forêts et celle des Eaux ont été réunies, d'abord chez les Romains, ensuite en France et dans presque tous les pays. Les forêts alimentent les cours d'eau et la présence de l'eau favorise la végétation des arbres, les unes et les autres ont une grande influence sur la température, la salubrité de l'air... ». Ce qui est nouveau, par contre, c'est la valorisation monétaire de ces services. Celle-ci, à travers la mise au point de procédures adéquates de valorisation de ce genre de biens et de services, considérés jusqu'alors comme des dons de la nature auxquels on peut avoir accès gratuitement, est considérée comme l'une des voies prometteuses pour relever le défi du développement durable des ressources naturelles de la planète.

C'est dans ce contexte que la présente étude a vu le jour. Celle-ci fait partie d'un projet plus vaste dont l'objectif est de contribuer à une meilleure prise en compte de l'apport des fonctionnalités environnementales de la forêt privée au bien-être de la population régionale. De nature exploratoire, notre étude vise essentiellement à estimer la valeur de la contribution de la forêt privée à l'approvisionnement en eau potable de la région du Bas-Saint-Laurent. Pour ce faire, il nous a paru essentiel de commencer par dresser un portrait des ressources hydriques de la région. Ce qui fera l'objet de la première partie de ce chapitre. La seconde partie, quant à elle, sera réservée à l'exercice d'évaluation en tant que tel.

La méthodologie utilisée sera décrite plus loin dans le texte. Cependant, certaines balises peuvent d'ores et déjà être signalées. Tout d'abord, nous insistons sur le fait que seulement les eaux de surface ont été retenues pour cette étude. Trois principales raisons expliquent ce choix :

- Le manque d'information concernant les eaux souterraines de la région.
- L'impossibilité de départager les tenures publique et privée s'agissant des eaux souterraines.
- Environ 63 % de la population bas-laurentienne desservie par le réseau municipal s'alimentent en eau de surface⁴³.

Ensuite, seule l'influence passive de la forêt est prise en compte. Plusieurs auteurs estiment en effet que par sa simple présence, la forêt limite fortement ou empêche des exploitations qui mettraient en danger la qualité de l'eau (Hegg, 2006).

SECTION 5.1 PORTRAIT DES RESSOURCES HYDRIQUES DE LA RÉGION

Cette partie s'appuie sur des informations existantes mais largement diffusées⁴⁴ d'une part, et d'autre part, sur notre propre travail de géomatique. Ce dernier nous a permis de produire les différentes cartes incluses dans le chapitre et de calculer les superficies des terres de la région selon les usages et la tenure. Le même travail a été effectué concernant les principaux bassins versants de la région.

⁴³ Voir annexe 1

⁴⁴ Cette information provient pour l'essentiel des directions régionales des ministères des Ressources naturelles et de la Faune et du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ainsi que de l'Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent.

Comme nous l'avons déjà mentionné, la portion du fleuve Saint-Laurent comprise dans la région s'étend sur 320 km et totalise une superficie d'environ 5350 km². Le fleuve Saint-Laurent est un des fleuves les plus importants du monde, son débit moyen annuel le plaçant au 13^{ème} rang mondial. Il prend sa source dans les Grands Lacs, aboutit à un vaste estuaire et au Golfe du Saint-Laurent pour finalement se jeter dans l'Atlantique. Il est long d'environ 1000 kilomètres.

Les bassins hydrographiques de la région du Bas-Saint-Laurent se drainent soit vers le fleuve Saint-Laurent, soit vers les plans d'eau du Nouveau-Brunswick ou de la Baie-des-Chaleurs. Pour les bassins drainés au fleuve, en partant de l'amont vers l'aval, nous passons d'un territoire montagneux, forestier et relativement peu peuplé à une bande de territoire agro-forestier avec des agglomérations plus importantes. Les bassins qui se drainent vers les plans d'eau du Nouveau-Brunswick ou de la Baie-des-Chaleurs sont moins agricoles; l'industrie forestière y domine. Nous avons procédé au calcul des superficies des principaux bassins versants de la région dont les résultats sont présentés au Tableau 4.

Six (6) des principales rivières de la région ont chacune un bassin versant supérieur à 1 600 km² : Matapédia, Madawaska, Mitis, Cascapédia, Matane et Rimouski. Elles représentent à elles seules 58 % du total des bassins versants du Bas-Saint-Laurent. Pour ce qui est des lacs présents dans la région, il est à noter que la plupart ont une superficie inférieure à 20 ha, seulement 211 d'entre eux ont une superficie supérieure à celle-ci. Les caractéristiques des plus connus d'entre eux sont décrites au tableau 5.

Tableau 4 : Superficie des principaux bassins versants de la région du Bas-Saint-Laurent.

Code bassin	Dénomination de l'ensemble hydrographique	Superficie Km ²	% bassin/ total BSL
01	Ensemble des bassins littoraux inférieurs à 30 km ²	1 526,68	6,75
02	Rivière Saint-Jean (Kamouraska)	60,17	0,27
03	Rivière Ouelle	364,12	1,61
04	Rivière Kamouraska	333,00	1,47
05	Rivière-du-Loup	1 128,34	4,99
06	Rivière Verte	514,42	2,27
07	Rivière des Trois-Pistoles	942,42	4,17
08	Rivière du Sud-Ouest	191,49	0,85
09	Rivière du Bic	196,32	0,87
10	Rivière Rimouski	1 615,38	7,14
11	Rivière Mitis	1 817,59	8,04
12	Rivière Tartigou	242,39	1,07
13	Rivière Blanche	213,26	0,94
14	Rivière Matane	1 691,78	7,48
15	Rivière des Grands Méchins	98,00	0,43
16	Rivière des Grands Capucins	48,33	0,21
17	Rivière Cap-Chat	566,06	2,50
18	Rivière Sainte-Anne (Lac Côte)	3,52	0,02
Partie amont de tributaires de la Baie des Chaleurs			
19	Rivière Cascapédia (Partie amont de la baie de Cascapédia)	1 726,38	7,63
20	Rivière Nouvelle (Partie amont de la baie Tracadigache)	379,71	1,68
Partie amont de tributaires de la rivière Ristigouche			
21	Rivière Kempt	16,64	0,07
22	Rivière Matapédia	3 267,10	14,45
23	Rivière Patapédia	496,37	2,19
24	Rivière Kedwick	302,76	1,34
Partie amont de tributaires de la rivière Saint-Jean			
25	Green River (Lac Ango)	95,64	0,42
26	Rivière aux Iroquois	59,52	0,26
27	Rivière Madawaska	2 863,94	12,66
28	Baker Brook (Lac Baker)	322,91	1,43
29	Rivière des Crocs (Little River)	40,73	0,18
30	Rivière Saint-François	966,36	4,27
31	Rivière Noire (Black River)	255,89	1,13
32	Pocwood Stream	17,93	0,08
33	Chimenticook Stream (Lac de l'Est)	188,15	0,83
34	Grande rivière Noire (Twomile Brook, Fivemile Brook, Shields Branch)	61,43	0,27

Source : Lemssaoui et Morin, 2009.

Tableau 5 : Caractéristiques des principaux lacs de la région du Bas-Saint-Laurent.

Témiscouata	66,82	Eau potable, pêche, récréo-tourisme, réservoir
Matapédia	38,07	Pêche, récréo-tourisme
Mitis	18,64	Pêche, réservoir
Grand Squatec	12,77	Récréo-tourisme, pêche
Long	9,97	Récréo-tourisme, pêche
Pohénégamook	8,94	Récréo-tourisme, pêche
Beau	7,72	Pêche
De l'Est	7,43	Récréo-tourisme, pêche
Grand Touradi	6,71	Pêche
Mistigouèche	5,96	Pêche, réservoir
Méruimticook	5,88	Récréo-tourisme, pêche
Des Baies	5,70	Pêche
Saint-Mathieu	4,51	Récréo-tourisme
Casault	4,07	Pêche

Source: MDDEP, 2000.

SECTION 5.2 ESTIMATION DE LA CONTRIBUTION DE LA FORÊT PRIVÉE À L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE

5.2.1 MÉTHODOLOGIE

La présente étude a pour principal objectif de quantifier la contribution de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent à la fourniture d'eau potable pour les municipalités de la région. Nous avons développé une méthode technico-économique afin d'estimer de façon très préliminaire cette

contribution. L'approche a été appliquée sur des captages de surface dont les taux de boisement de leur bassin d'alimentation diffèrent d'un site à l'autre. Cette contribution est évaluée en termes de coût évité relativement à l'approvisionnement et au traitement de l'eau potable en provenance des eaux de surface. Ces coûts représentent ce que cela coûte aux municipalités pour traiter un mètre cube d'eau potable et de s'en approvisionner⁴⁵. Évidemment, nous avons supposé que plus les points de captage de l'eau potable sont proches et que l'eau est moins polluée, les coûts d'approvisionnement et de traitement seront moins importants

Comme cela a été souligné dans la première partie de ce texte, la forêt privée du Bas-Saint-Laurent représente près de 50 % de la forêt régionale et est située majoritairement proche des zones habitées. Nous avons donc avancé l'hypothèse que les économies au niveau des coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable sont très importantes. Pour vérifier cette hypothèse, la démarche poursuivie par l'étude a consisté en trois grandes phases dont voici le contenu :

- A. Une première phase, faisant appel à la géomatique, a cherché à calculer la superficie que recouvre la forêt privée sur chacun des bassins retenus et s'est déroulée de la façon suivante :
 1. Disposer de la liste de tous les points de captage d'eau potable de la région avec les références de leurs emplacements;
 2. Localiser les points de captage en provenance des eaux de surface sur la carte des bassins versants, l'eau de surface étant celle provenant d'un fleuve, d'un lac,

⁴⁵ Ces données nous ont été transmises par le Ministère des Affaires municipales et des Régions et se rapportent à l'année 2006.

d'une rivière, d'un ruisseau ou de source mixte (alimentée à la fois par de l'eau souterraine et de surface);

3. Découper les bassins versants selon l'écoulement dérivé de la topographie afin de délimiter les sous-bassins correspondants aux points de captage en ne conservant que l'amont de ces derniers et que l'on désignera dans ce rapport sous le vocable de « sous-bassins d'alimentation »;
4. Subdiviser les sous-bassins d'alimentation selon la tenure et la catégorie des terrains pour calculer la superficie de la forêt privée dans chacun des sous-bassins.

B. Une deuxième phase, dont l'objectif était de quantifier les coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable en provenance des eaux de surface, a suivi les étapes suivantes :

1. Cibler les municipalités du Bas-Saint-Laurent qui s'approvisionnent en eau de surface;
2. Mener des entrevues téléphoniques avec les responsables de l'eau potable des municipalités retenues pour avoir des données précises sur le volume d'eau captée à partir des eaux de surface;
3. Calculer les coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable assumés par les différentes municipalités retenues.

C. Une troisième et dernière phase a été menée pour comparer les résultats ainsi obtenus à ceux d'une autre région québécoise qui serait moins forestière et plus agricole que celle du Bas-Saint-Laurent. En fait, cette phase a consisté à :

1. Choisir la région en question;
2. Choisir le même nombre de municipalités que pour le Bas-Saint-Laurent en fonction du type d'approvisionnement en eau potable et de la taille de la population desservie;
3. Appliquer les mêmes volumes d'eau captée à partir des eaux de surface par les municipalités bas-laurentiennes aux coûts unitaires d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable assumés par les municipalités de la région de comparaison retenue.

En franchissant toutes ces étapes, nous avons espéré dégager une différence au niveau des coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable assumés par les municipalités des deux régions. Cette différence représente des économies pour la région dans le sens où la proximité et l'effet purificateur de la forêt permettent aux municipalités d'éviter de payer plus cher pour l'approvisionnement et le traitement de l'eau potable en provenance des eaux de surface.

5.2.2 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Selon les données disponibles⁴⁶ à la Direction régionale du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, la région du Bas-Saint-Laurent compte 89 réseaux municipaux d'eau potable desservant 76 % de la population régionale, soit environ 154 000 habitants, le reste s'alimentant à partir de puits individuels. De ce nombre, 96 500 habitants s'alimentent en eau de surface, ce qui représente 63 % de toute la population s'alimentant à partir des réseaux municipaux et 48 % de toute la population du Bas-Saint-Laurent.

⁴⁶ Ces données ont été publiées en 2007 et se retrouvent en format intégral en annexe 1.

Comme cela a été spécifié à la section précédente, la première phase de notre démarche consiste à calculer la proportion de la forêt privée sur chacun des sous-bassins d'alimentation d'eau potable. À partir de la liste des postes de captage de la région (annexe 2), nous avons ciblé les 30 postes de captages en provenance des eaux de surface (tableau 6) appartenant à 28 municipalités (Rimouski et La Pocatière en ont deux chacune). Parmi ces municipalités, 23 ont été retenues pour notre étude. Ces dernières disposent de 25 postes de captages en eau de surface et desservent environ 95 % de la population s'alimentant à partir des eaux de surface et 45,5 % de la population totale de la région. Pour cette partie de l'étude, nous avons fait appel au logiciel de modélisation *ArcGIS 9.2* et avons procédé de la façon suivante :

1. Localiser les points de captages sur la carte des bassins versants de la région (carte 3) en se servant des coordonnées géographiques (latitude et longitude) des prises d'eau (annexe 2);
2. Sélectionner les bassins qui alimentent les points de captage;
3. Découper (selon l'écoulement dérivé de la topographie) les bassins sélectionnés pour conserver seulement l'amont des points de captage;
4. Dissoudre les bassins découpés pour avoir un seul polygone par point de captage;
5. Subdiviser les bassins découpés selon la tenure et les catégories de terrain;
6. Finalement, calculer les superficies résultantes.

Carte 3 : Localisation des points de captage provenant des eaux de surface dans la région du Bas-Saint-laurent



Source: Lemssaoui et Morin, 2009.

À l'issue de cet exercice, nous avons calculé les superficies selon le type du terrain et la tenure pour chacun des 25 sous-bassins d'alimentation retenus. Les résultats détaillés sont présentés au tableau 6. Pour l'ensemble des sous-bassins d'alimentation, la forêt privée représente 44 % de la superficie totale. Sur 24 des 25 sous-bassins, la forêt privée couvre plus que le tiers de la superficie totale. Cette proportion passe à la moitié pour 19 d'entre eux.

Tableau 6 : Répartition des superficies des sous-bassins d'alimentation retenus pour l'étude.

TYPE DE TERRAIN / NOM DU POSTE	AGRICOLE %	EAU %	IMPRODUCTIF %	NON-FORESTIER %	FORESTIER PRODUCTIF PUBLIC %	FORESTIER PRODUCTIF PRIVÉ %
CABANO	6	5	1	1	50.5	36.5
DÉGELIS	44	-	-	15	-	40.5
GROSSES-ROCHES	1	0.1	-	0.4	34.5	64
LA POCATIERE (RIVIÈRE)	-	0.3	-	-	-	99.7
LA POCATIERE (LAC)	-	31	-	-	-	69
LA REDEMPTION	-	0.5	0.5	-	80	19
LAC-AU-SAUMON	18.75	4.65	-	1.25	-	75.35
LES MÉCHINS	0.6	0.2	0.6	-	46	52.5
MONT-CARMEL	16.8	0.05	1.3	2.2	-	79.65
MONT-JOLI	12.5	3.25	0.65	0.1	31.5	52
NOTRE-DAME-DU- LAC	0.65	5	1.35	1	54	38
RIMOUSKI (RIVIÈRE)	17	4.5	0.75	0.5	13	64.25
RIMOUSKI (LAC)	26.25	17.75	1	3	-	51.5
RIVIERE-DU-LOUP	9	1.65	1.75	1.25	48.35	38
SAINT-ADELME	21.5	0.5	-	-	-	78
SAINT-ALEXANDRE- DES-LACS	-	-	-	-	-	100
SAINT-CYPRIEN	18	0.5	1.5	0.5	3.5	76
SAINT-DONAT	-	2	-	-	-	98
SAINT-FABIEN	6	6	-	-	-	88
SAINT-GABRIEL-DE- RIMOUSKI	39	4	-	1.5	10	45.5
SAINT-HUBERT-DE- RIVIERE-DU-LOUP	37	1.5	-	-	-	61.5
SAINT-MARC-DU- LAC-LONG	6	1.5	0.5	-	38	54
SAINT-PASCAL	14	0.5	1	2	2	80.5
SAYABEC	4	13	-	1	-	82
TROIS-PISTOLES	20	1.5	1	1	11.5	65
TOTAL	9.5	4	1.4	0.1	41	44

Source: Lemssaoui et Morin, 2009.

Les postes de captages Métis-sur-Mer, Rivière-Bleue, Sainte-Félicité, Saint-Juste-du-Lac et Saint-Ulric ne figurent pas dans le tableau faute de données disponibles.

Pour la deuxième phase de notre démarche, celle qui consiste à calculer les coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable en provenance des eaux de surface, le tableau 7 présente les données brutes concernant les volumes captés et les coûts unitaires d'approvisionnement et de traitement. Pour les données relatives aux volumes captés, nous les avons obtenues lors d'entrevues téléphoniques avec les responsables de l'eau potable des différentes municipalités tandis que celles concernant les coûts, c'est le ministère des Affaires municipales et des Régions qui nous les a transmises. En effet, depuis 2003, les municipalités québécoises ont l'obligation de transmettre au ministère précité, au plus tard le 30 septembre de chaque année, un formulaire comportant les valeurs obtenues pour les indicateurs obligatoires, dont ceux relatifs à l'eau potable.

En se basant sur ces données, on peut estimer que les 23 municipalités bas-laurentiennes ont déboursé près de 4,5 M \$ pour s'approvisionner et traiter environ 19 436 000 m³ d'eau potable. À ce niveau, on peut résumer les résultats que nous avons obtenus à l'issue des deux premières phases de notre démarche. Ainsi, les 25 sous-bassins d'alimentation retenus pour notre étude, à partir desquels 23 municipalités s'approvisionnent en eau potable pour desservir 45,5 % de la population du Bas-Saint-Laurent, ont une superficie couverte à 44 % par la forêt privée. Ces résultats ne signifient d'aucune manière que la forêt privée produit presque la moitié de ce volume d'eau. Tout ce que ces résultats suggèrent pour l'instant c'est que les sous-bassins d'alimentation retenus livrent près de 19,5 M de m³ d'eau qui nécessitent un investissement de près de 4,5 M de \$ de la part des municipalités pour l'approvisionnement et le traitement et dont la superficie est couverte à 44 % par des boisés privés.

Tableau 7 : Population desservie, volume capté et coût d’approvisionnement et de traitement d’un m³ d’eau potable pour les municipalités du Bas-Saint-Laurent.

MUNICIPALITÉS	NOMBRE DE PERSONNES DESSERVIES	VOLUME CAPTÉ- EAU DE SURFACE EN M ³ PAR ANNÉE	COÛT D'APPROVISIONNEMENT ET DE TRAITEMENT D'UN M ³ D'EAU POTABLE	COÛT TOTAL
CABANO	2575	684 265	0.06	41 055.90
DÉGELIS	2800	642 250	0.04	25 690.00
GROSSES-ROCHES	500	76 270	0.38	28 982.60
LA POCATIÈRE	4513	1 089 900	0.39	425 061.00
LA RÉDEMPTION	250	37 500	1.33	49 875.00
LAC-AU-SAUMON	1170	308 300	0.07	21 581.00
LES MÉCHINS	882	328 500	0.02	6 570.00
MONT-CARMEL	600	116 090	0.75	87 067.50
MONT-JOLI	6600	1 600 675	0.26	416 17 5.50
NOTRE-DAME-DU-LAC	1800	344 970	0.11	37 946.70
RIMOUSKI	38352	7 295 740	0.13	948 446.20
RIVIÈRE-DU-LOUP	16000	4 121 740	0.36	1 483 826.40
SAINT-ADELME	201	45 000	0.36	16 200.00
SAINT-ALEXANDRE-DES-LACS	60	5 830	0.86	5 013.80
SAINT-CYPRIEN	875	123 320	0.57	70 292.40
SAINT-DONAT	400	53 670	0.17	9 123.90
SAINT-FABIEN	1500	438 000	0.21	91 980.00
SAINT-GABRIEL-DE-RIMOUSKI	800	83 900	0.41	34 399.00
SAINT-HUBERT-DE-RIVIÈRE-DU-LOUP	783	90 000	0.26	23 400.00
SAINT-MARC-DU-LAC-LONG	350	162 280	0.11	17 850.80
SAINT-PASCAL	4220	494 800	0.49	242 452.00
SAYABEC	1870	576 150	0.16	92 184.00
TROIS-PISTOLES	4500	716 825	0.37	265 225.25
ENSEMBLE DES MUNICIPALITÉS	91601	19 435 975	-	4 440 398.95

Source : Ministère des Affaires municipales et des Régions et services municipaux de l'eau potable, 2008.

La troisième et dernière phase de notre démarche consiste à comparer les résultats en termes de coûts d'approvisionnement et de traitement de l'eau potable avec ceux d'une région plus agricole et moins forestière que le Bas-Saint-Laurent. L'objectif est, bien entendu, d'estimer la différence des coûts consentis par les municipalités des deux régions pour s'approvisionner et traiter l'eau captée à partir des eaux de surface.

Le choix de la région de comparaison s'est porté sur la Montérégie. Ce choix s'explique par le fait que notre démarche consiste à comparer la région du Bas-Saint-Laurent à une autre région québécoise dont le couvert forestier y est beaucoup moins présent et le territoire agricole y est le type de terrain dominant. Par ce choix, nous visons bien sûr à vérifier si la forte présence du couvert forestier permet aux municipalités régionales d'éviter des coûts relatifs au traitement de l'eau comparativement à d'autres régions caractérisées par une forte présence du territoire agricole. D'une superficie de 11 142 km², la région de la Montérégie est entourée par le fleuve Saint-Laurent et la rivière des Outaouais au nord, les États-Unis au sud, l'Ontario à l'ouest, les Bois-Francs et l'Estrie à l'est. Elle est située au sud de la province et tout près du grand bassin de population de l'île de Montréal. L'agriculture occupe le premier rang avec près du quart des fermes et de l'emploi agricole du Québec. Le territoire agricole représente près de 64 % du territoire de la région de la Montérégie. Pour sa part, le territoire forestier en couvre 33,6 % dont 98 % en forêt privée et 2 % en forêt publique (MDDEP, 2000). Cette occupation des terres est à l'inverse de ce que connaît le Bas-Saint-Laurent où l'agriculture ne couvre que 10,5 % du territoire tandis que la forêt y représente 84,5 % à moitié de tenure privée. Malgré le pourcentage fort élevé de la forêt privée par rapport à la superficie totale de la forêt en Montérégie, elle ne couvre qu'environ 3 600 Km² tandis que celle du Bas-Saint-Laurent en couvre plus que 8 000 km².

De plus, les pertes de boisés en Montérégie entre 1999 et 2004 se sont élevées à environ 10 000 hectares. On observe donc une accélération et une intensification du déboisement en Montérégie (Belvisi, 2005). Toujours selon la même étude, les forêts de la région disparaissent au profit notamment de l'agriculture et du développement urbain (résidentiel, commercial et industriel). En effet, 88% des pertes de boisés observées entre 1999 et 2004 l'ont été en zone agricole alors qu'à titre indicatif, les superficies agricoles de la Montérégie ont augmenté de 9% entre 1991 et 2001.

En ce qui a trait à la gestion des services d'alimentation d'eau potable, la région de la Montérégie compte 154 réseaux municipaux d'eau potable qui desservent une population de 1 009 666 habitants dans 122 municipalités. De plus, 79 réseaux privés d'eau potable desservent 24 997 habitants. On évalue à 72,5 % la population alimentée par eau de surface et à 27,5 % la population alimentée par eau souterraine. Concernant l'approvisionnement à partir des eaux de surface, on trouve 92 municipalités disposant de 77 prises d'eau potable dans le fleuve Saint-Laurent, 65 en rivières, 7 dans les lacs et 5 avec un approvisionnement mixte (annexe 3).

Parmi les 92 municipalités s'approvisionnant à partir des eaux de surface, nous en avons choisi 23 dont chacune dessert une taille de population comparable à celle de la municipalité correspondante dans notre échantillon bas-laurentien (Annexes 2 et 3). À chacune de ces municipalités, nous avons appliqué le même volume d'eau potable capté par sa correspondante au Bas-Saint-Laurent ainsi que les coûts unitaires d'approvisionnement et de traitement d'eau potable qu'elles assument habituellement.

Le tableau 9 nous présente ces données de façon détaillée. Les municipalités de la Montérégie de notre échantillon assumeraient un coût total de près de 5.6 M \$ pour l'approvisionnement et le traitement d'environ 19.5 m³ d'eau potable. Pour les mêmes quantités d'eau donc, les coûts

d’approvisionnement et de traitement sont plus élevés pour les municipalités de la Montérégie que pour celles du Bas-Saint-Laurent. Pour savoir si cette différence est statistiquement significative, nous avons effectué un t-test. Avec le logiciel SPSS, nous avons utilisé la technique *Independent samples t test*. Les résultats sont présentés au tableau 8.

L’analyse de ces données indique que les municipalités de la Montérégie assument en moyenne un coût unitaire d’approvisionnement et de traitement de l’eau de 0,56 \$, alors que celui-ci est de l’ordre de 0,34 \$ pour les municipalités du Bas-Saint-Laurent. La différence entre les deux groupes de municipalités est donc significative ($p = 0.042 < 0.05$). On peut donc affirmer que l’appartenance à la région influence le coût d’approvisionnement et de traitement de l’eau.

Tableau 8 : Comparaison entre les municipalités du Bas-Saint-Laurent et de la Montérégie sur le plan des coûts d’approvisionnement et de traitement de l’eau.

Indicateurs	Groupes	n	Moyenne	Test t	Valeur de P
Coût	Municipalités BSL	23	0.34	2.09	0.042
	Municipalités Montérégie	23	0.56		

Source: Lemssaoui et Morin, 2009.

Tableau 9 : Population desservie, volume capté et coût d'approvisionnement et de traitement d'un m³ d'eau potable pour les municipalités de la Montérégie.

<i>MUNICIPALITÉS</i>	<i>NOMBRE DE PERSONNES DESSERVIES</i>	<i>VOLUME D'EAU APPLIQUÉ EN M³ PAR ANNÉE</i>	<i>COÛT D'APPROVISIONNEMENT ET DE TRAITEMENT D'UN M³ D'EAU POTABLE</i>	<i>COÛT TOTAL</i>
<i>TERRASSE-VAUDREUIL</i>	2400	684 265	0.58	396 873.70
<i>SAINTE-ANNE-DE-SOREL</i>	2910	642 250	0.41	263 322.50
<i>SAINT-GEORGES-DE-CLARENCEVILLE</i>	500	76 270	1.63	124 320.10
<i>ACTON VALE</i>	4786	1 089 900	0.36	392 364.00
<i>SAINTE-MARIE-MADELEINE</i>	245	37 500	0.63	23 625.00
<i>SAINT-JUDE</i>	1128	308 300	0.50	154 150.00
<i>SAINT-BARNABÉ-SUD</i>	889	328 500	0.51	167 535.00
<i>SAINT-BERNARD-DE-MICHAUVILLE</i>	573	116 090	0.47	54 562.30
<i>FARNHAM</i>	6900	1 600 675	0.29	464 195.75
<i>SAINT-CHARLES-SUR-RICHELIEU</i>	1800	344 970	0.42	144 887.40
<i>CHATEAUGUAY</i>	41700	7 295 740	0.14	1 021 403.60
<i>SAINTE-CATHERINE</i>	16128	4 121 740	0.23	948 000.20
<i>L'ÎLE-CADIEUX</i>	150	45 000	1.08	48 600.00
<i>VAUDREUIL-DORION</i>	91	5 830	0.49	2 856.70
<i>SAINT-DAVID</i>	857	123 320	0.41	50 561.2
<i>SAINT-GÉRARD-MAJELLA</i>	515	53 670	0.46	24 688.20
<i>SAINT-DOMINIQUE</i>	1600	438 000	0.22	96 360.00
<i>SAINTE-ANGÈLE-DE-MONNOIR</i>	776	83 900	0.60	50 340.00
<i>SAINT-LOUIS</i>	774	90 000	0.41	36 900.00
<i>CARIGNAN</i>	300	162 280	1.87	303 463.60
<i>SAINT-ZOTTQUE</i>	3900	494 800	0.30	148 440.00
<i>SAINT-ROBERT</i>	1870	576 150	0.41	236 221.50
<i>CÔTEAU-DU-LAC</i>	4500	716 825	0.68	487 441.00
<i>ENSEMBLE DES MUNICIPALITÉS</i>	95292	19 435 975	-	5 641 111.75

Source : Ministère des Affaires municipales, 2008.

5.2.3 DISCUSSION

Notre étude conclut que les municipalités de la Montérégie dépenseraient, pour s'approvisionner et traiter la même quantité d'eau potable, 1,1 M \$ de plus que ce que déboursent effectivement les municipalités du Bas-Saint-Laurent de notre échantillon. Ce montant correspond selon la logique de notre démarche au coût évité par les municipalités bas-laurentiennes retenues pour l'approvisionnement et le traitement de l'eau potable provenant des eaux de surface. Nous estimons que ces économies peuvent s'expliquer en bonne partie par la présence d'un important couvert forestier dans les sous-bassins d'alimentation dont la forêt privée représente 52 % (tableau 6). En effet, la forêt est reconnue comme essentiellement favorable à la qualité de l'eau tant du point de vue de l'opinion que des politiques publiques (Ferry, 2006). Les avis scientifiques appuient ce constat : relativement aux autres usages du sol (agricole et urbain), la forêt est considérée comme le moins polluant pour l'eau (Benoît et Papy, 1997). Avant de discuter des résultats avancés par l'étude, un mot sur le type de service évalué s'impose. Ainsi, nous distinguons deux niveaux de service, selon le rôle actif ou passif du sylviculteur. Nous discernons le service rendu par la simple existence de forêt de celui lié à des actions sylvicoles spécifiques pour l'eau potable. C'est le premier service qui a été retenu. Bien qu'il donne plus difficilement lieu à une contractualisation, il n'est pas inutile de s'y intéresser. Son évaluation permet de justifier la place de la forêt et de l'activité forestière relativement aux autres couverts et usages du territoire.

Tout en insistant sur le fait que cet exercice d'évaluation n'a d'autres ambitions que d'approcher de façon préliminaire la valeur économique de l'un des multiples avantages que la forêt pourrait avoir sur l'eau, nous estimons que le résultat à retenir est que cette valeur n'est pas nulle.

Cependant, nous devons reconnaître que la valeur économique estimée par la présente étude s'avère beaucoup plus faible que celle à laquelle nous nous attendions. Ceci pourrait s'expliquer par les nombreuses faiblesses de la méthode utilisée. Tout d'abord, nous aurions préféré utiliser uniquement les coûts de traitement de l'eau puisque notre objectif consistait à évaluer les coûts de traitement évités par la présence d'un important couvert forestier autour des postes de captages. Malheureusement, les données disponibles ne nous permettaient pas de séparer les coûts de traitement de ceux relatifs à l'approvisionnement de l'eau de telle sorte qu'il nous était impossible de savoir lequel des deux items avait le plus d'importance dans les coûts globaux. Ensuite, pour mener à bien l'exercice de comparaison entre les deux régions retenues dans l'étude, il aurait fallu refaire le même travail de géomatique pour la région de la Montérégie de telle manière à avoir un portrait exact des bassins d'alimentation sur lesquels sont situés les postes de captages des municipalités de cette région. Avec ces données, la comparaison aurait été plus éclairante. Faute de pouvoir le faire, nous avons prêté une attention particulière à ne choisir que les municipalités qui appliquaient les mêmes types de traitement de l'eau que les municipalités bas-laurentiennes de notre échantillon. Cependant, cette précaution ne pouvait à elle seule nous prémunir contre l'intrusion d'autres facteurs. En effet, malgré la forte présence du couvert forestier sur le territoire des bassins d'alimentation au Bas-Saint-Laurent, il est toujours possible que la présence d'activités agricoles autour des postes de captages par exemple vienne modifier la qualité de l'eau et augmenter ainsi les coûts de traitement. D'ailleurs, les services liés à l'eau fournis par les forêts sont complexes et, souvent, compris en partie seulement. Les services fournis par les écosystèmes

forestiers aux bassins hydrographiques dépendent de plusieurs facteurs propres au site, dont le terrain, la composition du sol, les espèces d'arbres, la végétation et la protection des berges, le climat et les régimes de gestion existants. En outre, les bassins hydrographiques sont parfois soumis à des fluctuations saisonnières, annuelles et pluriannuelles qui font en sorte qu'il est virtuellement impossible de prévoir et de quantifier la prestation de niveaux précis de services liés à l'eau à un moment donné (FAO, 2000). Enfin, d'autres méthodes technico-économiques d'évaluation peuvent également être utilisées pour valoriser le service rendu par la forêt pour l'eau potable telles que les dépenses de prévention et l'étude des dommages. Nous avons cependant considéré que le traitement adéquat de ces méthodes supposait des moyens et des compétences que nous n'avions pas.

Or, malgré ces limites et les controverses que les chiffres avancés peuvent susciter, il n'en demeure pas moins que la présente étude fait ressortir l'intérêt de mener ce genre d'études au niveau régional et d'amorcer le débat sur un enjeu aussi important que celui de l'eau. D'ailleurs, de nombreuses collectivités québécoises craignent de plus en plus de ne pas avoir assez d'eau douce pour répondre à leurs besoins actuels et futurs. Cette situation est exacerbée par l'état des finances municipales et l'accroissement des coûts de traitement à cause du resserment des règles relatives à la qualité de l'eau potable. Au Bas-Saint-Laurent, deux cas peuvent illustrer ce type de problèmes. La municipalité de Bic est, depuis quelques années, aux prises avec un manque d'eau potable. Bien que l'eau de la municipalité soit de bonne qualité, la source souterraine et le puits de captation ne parviennent pas à suffire à la demande en été et à peine le reste de l'année. Périodiquement, la municipalité doit lancer des appels pour inviter les citoyens à limiter ou à modérer leur consommation d'eau. Bic a abandonné l'espoir de trouver une source souterraine capable de répondre à ses besoins. Les élus ont demandé l'aide d'une firme d'experts pour évaluer

et comparer d'autres solutions comme la construction d'une usine de filtration pour traiter l'eau de la rivière ou le raccordement au réseau de la ville de Rimouski. Cette dernière se trouve elle-même confrontée à un problème en ce qui concerne son approvisionnement.

En effet, la Ville de Rimouski a soumis une demande de financement pour la modernisation de ses infrastructures d'alimentation en eau potable. Les travaux consistent en l'aménagement de quatre puits, qui seront tous inter-reliés avant d'être connectés au réseau de distribution. Le projet prévoit également la construction d'un poste de chloration et la mise en place d'une conduite d'alimentation ainsi que les modifications à la configuration du réseau d'aqueduc. Seulement, la Ville devra faire la preuve que les sources souterraines qu'elle entend utiliser n'ont pas de contact avec des eaux de surface. En retenant cette solution, la municipalité espérait bien faire l'économie d'un traitement chimique tout en se conformant malgré tout aux nouvelles normes. Environnement Canada exige une preuve hors de tout doute de la qualité de l'eau. Or, cette preuve n'est pas encore faite et dans le cas contraire, la Ville serait alors obligée de revoir son projet de 9 millions de dollars à la hausse. Jusqu'à présent, la ville est incapable d'évaluer ce qu'elle devra déboursier si elle devait se doter d'une usine de filtration. Or, environ un tiers des plus grandes villes du monde – New-York, Munich, Melbourne, Bogota, Singapour, Bombay et Rio de Janeiro – ont opté pour une stratégie préventive consistant à installer les postes de captage dans des bassins versants couverts de forêts.

Par ailleurs, si on applique à la quantité d'eau ainsi obtenue le prix minimum d'un litre d'eau embouteillée, soit 0,75 \$, on obtient un montant qui dépasse les 14,5 M \$ annuellement. Il est vrai que l'eau embouteillée n'a pas encore remplacé l'eau du robinet au Bas-Saint-Laurent, mais

la situation est déjà alarmante ailleurs au pays. À peine la moitié des résidants de la région de Québec boivent régulièrement de l'eau du robinet, révèle une enquête menée par le Centre de santé publique de Québec (Levallois et al. 1998). La tendance à la hausse de la consommation de l'eau embouteillée est générale pour le continent nord-américain. Dans la dernière décennie, les ventes d'eau embouteillée ont explosé partout en Amérique du Nord. C'est maintenant le segment de l'industrie des boissons qui présente la plus grande croissance. Aux États-Unis seulement, la consommation d'eau embouteillée a presque doublé entre 1995 et 2005 passant de 48 litres par personne à 97 litres. Au Québec, la consommation par personne est passée d'une quinzaine de litres au début des années 1990 à plus de 50 litres en 2001 (Clarke, 2005). D'autant plus que, selon l'organisme *Eau Secours*, 25 % de toutes les bouteilles vendues au Québec sont remplies d'eau à partir des aqueducs, avant d'être retraitées et mises sur le marché.

CHAPITRE 6

ÉVALUATION DES SERVICES RÉCRÉATIFS DE LA FORÊT PRIVÉE AU BAS-SAINT-LAURENT

Les services environnementaux procurés par la forêt sont généralement classés en deux grandes catégories : les services écologiques et les services socio-culturels. Par services socio-culturels, on entend l'ensemble des aménités procurées par la forêt telles que leur influence dans la formation des paysages ou leur rôle comme espaces de détente et de loisir dont bénéficient les populations humaines. Du fait qu'ils échappent aux mécanismes normaux de marché, les apports de ces services au bien-être des collectivités humaines sont assez mal connus. Alors même qu'on constate aujourd'hui une augmentation générale de l'intérêt qui leur est accordé, ce manque notoire d'information crée des difficultés spécifiques de gestion et de reconnaissance.

Parmi ces fonctions socio-culturelles, on retient ici la fonction récréative qui joue un rôle de plus en plus important dans la société actuelle. Généralement, son étude repose sur une analyse de l'offre et une analyse de la demande. L'analyse de l'offre peut s'apparenter à une démarche classique d'inventaire de ressources forestières (informations généralement manquantes quand il s'agit des forêts privées), alors que l'analyse de la demande nécessite quant à elle le recours à des méthodes relevant davantage des sciences humaines en utilisant des enquêtes qualitatives. C'est ce deuxième type d'analyse dont il est question dans le présent travail.

Si des informations sur la fréquentation des forêts privées au Bas-Saint-Laurent font défaut, une estimation de la valeur des services récréatifs rendus par ces forêts n'a pas encore fait l'objet d'une étude approfondie sur tout le territoire québécois. Notre étude va consister alors à :

- Dresser un portrait de la fréquentation de la forêt privée à des fins de détente et de loisirs;
- Établir le profil des différentes catégories des usagers de la forêt privée et les activités qu'ils y pratiquent ;

- Estimer la valeur que les personnes attribuent à l'amélioration des services rendus par la forêt privée. Cette valeur étant déterminée sur la base de leur consentement à payer (CAP).

SECTION 6.1 MÉTHODOLOGIE

6.1.1 MÉTHODE D'ÉVALUATION

Concernant l'évaluation des services récréatifs, il faut tout d'abord souligner que deux grands types de méthodes sont les plus utilisables : une méthode indirecte, celle des coûts de déplacement ou de transport (MCT) et une méthode directe, la méthode d'évaluation contingente (MEC).

La première tentative d'application de la MCT remonte aux années 1950 lorsque Trice et Wood (1958) ont estimé de manière sommaire la valeur récréative de trois rivières de Californie. Cependant, ce sont Clawson et Knetsch (1966) qui vont la développer lors d'un exercice d'évaluation des bénéfices récréatifs de plusieurs grands parcs nationaux américains. Le fondement théorique de la méthode est le suivant : les individus manifestent l'intensité de leur demande d'usage d'un site récréatif par l'ensemble des dépenses qu'ils engagent pour s'y rendre et y pratiquer des activités désirées.

De façon générale, la MCT, tout comme l'ensemble des méthodes indirectes, révèle le comportement économique des individus consommateurs des services récréatifs. Elle nous semble ainsi inappropriée puisque les services récréatifs, tout comme l'ensemble des services

environnementaux, offrent d'importantes valeurs de non-usage (Young et Geoffrey, 1986). Pour cette raison, la méthode d'évaluation contingente apparaît plus appropriée. Effectivement, deux éléments expliquent l'intérêt grandissant pour cette méthode. Premier attrait non négligeable, la MEC est applicable, du point de vue technique, dans presque toutes les circonstances dès qu'il est possible de mener une enquête sur un échantillon bien défini d'une population. Aucune donnée statistique complémentaire n'est indispensable. A l'inverse, les autres méthodes, comme celle des coûts de transport, reposent sur l'utilisation d'informations dont la pertinence peut faire défaut. Deuxième attrait principal, il devient possible avec la MEC de prendre en compte non seulement la valeur d'usage de l'actif observé, mais également sa valeur de non-usage. Cette dernière regroupe différents concepts. En 1967, Krutilla suggère de prendre en compte une valeur d'existence dans les choix publics, lorsque certains projets ont des conséquences irréversibles sur l'environnement, car les individus valorisent l'existence des actifs naturels, même s'ils sont sûrs de ne jamais jouir de ces biens (Krutilla, 1967). Il mesure ainsi le consentement à payer pour la préservation d'un actif sans que l'individu n'anticipe un usage futur pour lui-même ou pour quelqu'un d'autre. Quoique l'on puisse considérer que la valeur d'existence exprime des sentiments altruistes, cette définition ne fait pas l'unanimité. Aussi est-elle parfois assimilée à une valeur qui serait associée au désir d'amélioration pour le bénéfice des générations futures (valeur de legs) ou pour soi-même (valeur d'option).

Alors que la MCT repose sur les comportements observés, la MEC fait en sorte que les individus révèlent directement leurs préférences par l'expression de leur consentement à payer pour bénéficier d'un actif environnemental. Cette méthode a longtemps suscité de nombreuses réserves en raison du fait qu'elle repose sur les opinions des individus et non sur des preuves apportées par leurs comportements observés sur les marchés. La MEC est cependant considérée aujourd'hui

comme la méthode la plus prometteuse car elle peut s'appliquer à des situations que ne peuvent traiter les autres méthodes ; en particulier, elle permet d'évaluer les valeurs de non-usage.

La MEC connut sa première reconnaissance publique après que Robert Davis, le premier à l'avoir appliquée au début des années 60, eut intégré le *Department of Interior américain*. Utilisée dans un nombre croissant de domaines, elle ne fut néanmoins réellement validée qu'après le naufrage du pétrolier *Exxon Valdez*, en 1989, sur les côtes de l'Alaska. Reconnue devant les tribunaux étasuniens pour évaluer les dommages environnementaux, elle connut alors son véritable baptême du feu judiciaire qui suscita un débat, parfois houleux, entre de nombreux économistes reconnus. Devant l'ampleur des dommages que la méthode permettait d'évaluer, la société *Exxon* commissionna en effet des travaux à charge et l'administration étasunienne, par l'intermédiaire de la *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)*, chargea un panel d'experts de trancher sur sa validité. Parmi de nombreux économistes, des titulaires du prix Nobel (Solow et Arrow) débattirent alors avec de futurs lauréats (Mac-Fadden et Kahneman) et finalement, suite aux conclusions positives (mais nuancées) du panel du NOAA, l'administration valida la méthode. Légitimée à ses débuts par sa reconnaissance publique, l'évaluation contingente, se trouva ainsi renforcée, dans ses usages, par une caution scientifique (Milanesi, 2007).

Plus concrètement, la MEC consiste à faire révéler, à l'aide d'un questionnaire, le consentement à payer (CAP) ou à recevoir (CAR) des individus, en cas de modification de la qualité de l'environnement. La MEC est « une méthode d'élicitation des préférences, lorsque le comportement des individus ne peut être observé sur un marché. Elle permet par l'intermédiaire d'un questionnaire direct de générer une estimation des mesures compensées de variation de bien-être » (Desaigues et Lesgards, 1992). Comme il s'agit d'évaluer une variation de bien-être, *ex*

ante, des individus, il faut bien distinguer la situation actuelle de celle qui résulterait d'une variation de la qualité d'environnement. Les personnes interrogées sont donc placées sur un marché hypothétique où sera mesuré le surplus pour la variation de la fourniture d'un bien sous contingences particulières.

La MEC ne déroge pas à la tradition néoclassique: d'une part, l'individu possède des préférences qui lui permettent de faire des arbitrages entre plusieurs paniers de biens, et d'autre part, il fonde ses choix de façon à maximiser son niveau d'utilité globale. Cette conception générale s'étend au contexte environnemental. Implicitement, le consommateur sait, par hypothèse, arbitrer entre les biens environnementaux et les biens privés. Il est capable de choisir entre une amélioration de la qualité de l'environnement et une augmentation de sa consommation de biens privés.

Il est généralement admis que l'influence du support et de la technique de paiement sont considérables pour la validation des résultats issus de l'évaluation contingente. Les personnes interrogées ont besoin de certaines formes d'assistance pour les guider dans leurs choix. De plus, le choix des méthodes de révélation des préférences est crucial quand on sait toute l'importance qu'occasionnent ces choix sur l'ampleur des biais (réponses de protestation, non-réponse, CAP nul).

Évidemment, l'objectif recherché est une évaluation monétaire d'un bien ou d'un service environnemental. Cependant, la réponse au questionnaire n'est pas le prix du bien ou du service, mais plutôt le prix que l'individu enquêté est disposé à payer pour ce bien ou ce service. Pour déterminer ce « prix », et sans tenir compte des divers perfectionnements qu'elles ont subis, trois méthodes de révélation des préférences sont habituellement utilisées : soit par une question ouverte, soit par une question fermée, soit enfin par un système d'enchères.

LE SYSTÈME D'ENCHÈRES ASCENDANTES OU DESCENDANTES :

Une valeur de départ est proposée à la personne interrogée, puisqu'on lui demande si elle est disposée à payer la somme correspondante pour bénéficier du bien à valoriser. Si la réponse est positive, une deuxième valeur est proposée selon un système d'enchères ascendantes jusqu'à atteindre le consentement à payer maximum. Si la réponse est négative, on procède en sens inverse, en diminuant la valeur de l'enchère et par essais successifs, on obtient le consentement maximal à payer. Cette méthode de révélation s'appuie sur un processus d'apprentissage qui peut être fastidieux, mais qui permet en même temps à l'individu de se familiariser avec le bien à évaluer. Mais on lui reproche d'introduire un biais d'ancrage dans les résultats, l'individu indécis a tendance à répondre oui à la valeur proposée.

LA QUESTION OUVERTE

Avec cette méthode, on demande directement à la personne interrogée son consentement à payer. La critique classique de ce mécanisme porte sur l'absence de stimulus et donc la possibilité pour les individus de fournir une réponse non sérieuse. Pour aider les enquêtés dans cet exercice, on peut utiliser une carte de paiement. La carte de paiement doit nécessairement inclure la valeur 0, puis des valeurs relativement faibles pour éviter à nouveau un biais d'ancrage. Cette procédure doit être préalablement testée car les individus ont tendance à penser que la « vraie » valeur figure parmi les grandeurs proposées.

LA QUESTION FERMÉE

Les méthodes proposées jusqu'ici visent à demander aux personnes interrogées de fournir une valeur, ce qui peut être difficile dans certains cas. Bishop et Heberlein (1979) ont proposé d'utiliser une question fermée : une valeur unique est proposée à la personne interrogée laquelle répond par oui ou par non. Les valeurs proposées aux individus de l'échantillon sont tirées de manière aléatoire parmi un ensemble de valeurs estimées au cours d'une enquête préparatoire. Ce mécanisme de révélation des préférences appelé méthode du referendum se rapproche du fonctionnement du marché de concurrence parfaite puisque la personne interrogée, se trouve en situation d'acheteur d'un bien privé face à un prix affiché. Cette similitude est de faible portée car à la différence de l'acheteur, l'individu a une information limitée et n'a pas l'expérience du marché contingent.

Si la forme dichotomique est le plus souvent utilisée car plus proche du fonctionnement du marché, où les consommateurs se décident en fonction d'un prix donné, le débat reste néanmoins ouvert quant à la pertinence de recourir à l'une ou l'autre de ces procédures selon le contexte de l'évaluation. Le choix d'une forme fermée ou ouverte a donc des conséquences sur le montant du consentement à payer. L'utilisation de la question fermée risque de conduire à des niveaux de consentements à payer surestimés par rapport à la valeur réelle qu'accordent les enquêtés au bien. En effet, parmi les personnes interrogées, certaines risquent d'être incapables de se faire une idée précise de leur consentement à payer et vont répondre favorablement à n'importe quel montant proposé qui leur semblera raisonnable (Brown, Champ et al., 1996). En revanche, avec le système de question ouverte, le risque majeur est d'obtenir un pourcentage important de réponses nulles qu'il faudra alors traiter comme des vrais ou des faux zéros. Brown, Champ et al. (1996) montrent

que la différence entre les deux consentements à payer peut être expliquée notamment par le but recherché par les personnes interrogées lorsqu'elles consentent à accomplir l'exercice d'évaluation. En effet, cet objectif est multiple : il s'agit non seulement de donner son opinion sur le programme proposé mais également de donner la valeur attendue par le questionnaire. Ces deux formes de réponses peuvent être associées à des comportements de citoyen d'une part et de consommateur d'autre part. Or toujours selon ces auteurs, seule la forme ouverte permet aux répondants d'atteindre simultanément ces deux objectifs : l'individu, en choisissant de donner une valeur non nulle de son consentement à payer, manifeste un avis sur le bien et détermine ensuite le niveau de son CAP. Ils concluent leur analyse en affirmant que l'important n'est pas tant le choix entre les deux procédures de révélation du consentement à payer, mais plutôt la qualité du questionnaire qui va permettre soit d'obtenir des réponses « vraies », soit de distinguer les réponses « vraies » de celles qui sont surestimées.

Malgré les difficultés qu'elle suscite, la MEC apparaît comme la méthode la plus appropriée pour évaluer les services environnementaux puisqu'elle permet de tenir compte des valeurs de non-usage et qu'elle donne aux décideurs les moyens de proposer des arbitrages sur des événements non encore réalisés. En effet, la méthode ne manque pas d'arguments en sa faveur comme le rappellent Faucheux et Noël (1995) : dans certaines situations, il s'agit de la seule méthode, par exemple lorsque l'on envisage de modifier un paysage et qu'aucune donnée ne peut être obtenue pour appliquer d'autres méthodes. Cette situation s'applique parfaitement à notre cas. Le fait que les forêts privées au Québec ne soient pas librement accessibles au public, il aurait été inapproprié de poser des questions sur les coûts consentis par les usagers pour s'y rendre. En principe, ils n'en ont pas le droit. La prise en compte des valeurs de non-usage par la MEC nous

offrait cependant l'occasion de poser des questions sur le consentement à payer même à des non-usagers.

C'est pour cette raison que dans le cadre de notre étude, nous avons donc choisi de recourir à la MEC avec l'usage de la question ouverte (carte de paiement) pour la révélation du consentement à payer. Trois scénarios hypothétiques ont été proposés aux enquêtés pour avoir leur consentement à payer pour l'amélioration : (1) de la pratique des activités de loisir en forêt privée, (2) de la protection de l'environnement et finalement (3) du soutien à l'emploi et à la production de bois.

L'étape du calcul donne la moyenne des CAP ou des CAR à partir des réponses. La distribution des CAP dans la population étudiée est obtenue grâce au traitement économétrique des réponses. La valorisation du service environnemental est alors reliée aux caractéristiques socioéconomiques de l'échantillon retenu (sexe, âge, catégorie socioprofessionnelle, etc.). Le CAP moyen, quant à lui, est obtenu par la moyenne arithmétique des CAP accordés. L'agrégation est nécessaire pour passer du CAP moyen à la valeur totale. Cela implique de multiplier le CAP moyen par la taille de la population concernée.

6.1.2 DESCRIPTION DE L'ENQUÊTE

L'enquête, qui a été réalisée par téléphone, s'est effectuée dans la grande région du Bas-Saint-Laurent (BSL) dont la population totale âgée de 18 ans et plus est de 160 000 habitants. Le choix de ce mode de passation du questionnaire répond à des contraintes de coût et de temps. L'enquête, réalisée du 27 octobre au 11 novembre 2006, a coïncidé avec la saison de chasse et aurait été plus

difficile à mener autrement que sous la forme téléphonique. La base de sondage utilisée est la liste des abonnés inscrits dans les deux annuaires téléphoniques de la région. De cette population, un échantillon de 400 personnes a été identifié au hasard en utilisant la méthode d'échantillonnage systématique tout en respectant une règle qu'on avait préalablement établie. En effet, on voulait avoir le même nombre de personnes sondées pour chacune des 8 MRC. Pour cela, on a construit une base de sondage pour chaque MRC à partir des bottins téléphoniques et on a échantillonné de façon systématique pour avoir 50 questionnaires remplis par MRC. De cette façon, les résultats nous permettraient d'identifier et de comparer les valeurs en provenance des différentes MRC.

Le taux de réponse est 43 % (nous avons passé 930 appels pour avoir 400 questionnaires remplis), ce qui est satisfaisant pour ce type d'enquête. Le questionnaire (Annexe 4) comportait sept questions et durait approximativement 5 à 6 minutes. En même temps qu'une mesure du CAP pour les services récréatifs, l'enquête devait apporter des informations sur la fréquentation des forêts privées de la région, sur leurs usagers ainsi que sur les activités qui y sont les plus pratiquées. Aussi, le questionnaire comportait-il quatre parties distinctes :

- la fréquentation (fréquence, activités pratiquées, etc.)
- l'appréciation des services rendus par la forêt en question (Production de bois, paysage, loisirs, etc.)
- le consentement à payer
- les données socio-économiques (sexe, scolarité, revenu, etc.).

Ce questionnaire a été conçu à la suite d'une analyse de différents questionnaires existants pour ce type d'enquête et a été revu à la suite d'une pré-enquête qui s'est déroulée deux semaines avant le début du sondage.

SECTION 6.2 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

6.2.1 CARACTERISTIQUES SOCIO-DÉMOGRAPHIQUES DES RÉPONDANTS

Le tableau 10 résume certaines caractéristiques socio-démographiques des répondants. La structure d'âge des personnes enquêtées se rapproche généralement de celle de la population régionale selon le recensement de 2006 respectant l'ordre croissant suivant : les 18-24 ans, les 65 ans et plus, les 25-44 ans et finalement le groupe des 45-64 ans. Cependant, deux différences significatives peuvent être soulignées : Seulement 2.3 % des répondants sont âgés de 18 à 24 ans alors que ce groupe d'âge représente 10.2 % au niveau de la population régionale et inversement 46 % des répondants appartient au groupe 45-64 ans alors qu'il ne représente que 40 % de la population bas-laurentienne âgée de 18 ans et plus. De manière générale, deux personnes enquêtées sur trois sont âgées de 45 ans et plus et sont à 55 % de sexe masculin. Cette dernière indication reflète la structure de l'échantillon par rapport au sexe puisqu'on a un rapport de 118 hommes pour 100 femmes. Pour ce qui est des caractéristiques relatives à la scolarité, il est à souligner qu'hormis le groupe des répondants n'ayant pas de diplôme d'étude secondaire, à peu près 30 % de l'échantillon et de la population régionale, tous les autres niveaux de scolarité sont sensiblement sur-représentés par rapport à la population régionale. En effet, les niveaux secondaire, collégial et universitaire représentent respectivement 28 %, 24 % et 28 %, alors qu'au niveau de la population régionale, ils ne représentent que 20 %, 17 % et 15 %.

Tableau 10 : Caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées.

	Nombre	Fréquence
Sexe		
Homme	217	54,3%
Femme	183	45,8%
Classe d'âge		
18-24 ans	9	2,3%
25-44 ans	129	32,2%
45-64 ans	184	46%
65 ans et plus	78	19,5%
Scolarité		
Primaire	9	2,3%
Secondaire non complété	108	27%
Secondaire complété	111	27,8%
Collégial	95	23,8%
Universitaire	72	18%
Non réponses	5	1,3%
Catégorie professionnelle		
Sans travail	120	30%
Col bleu	116	29%
Col blanc	132	33%
Col vert	32	8%

Source: Lemssaoui, 2009b.

6.2.2 FRÉQUENTATION DES FORÊTS PRIVÉES

Sur les 400 personnes qui ont répondu à l'enquête, 7 sur 10 se sont rendues en forêt lors des 12 derniers mois dont 85 % fréquentent une forêt se trouvant à 30 km ou moins de leur lieu de résidence (figure 21-A). La majorité des répondants, 54 %, avait comme destination la forêt privée. Le tableau 11 présente en quelques traits certaines caractéristiques socio-démographiques des usagers de la forêt privée. Presque la moitié des usagers de la forêt privée appartient à la

classe d'âge 45-64 ans, ce qui peut être expliqué relativement par le temps libre dont ce groupe dispose ainsi que par sa sur-représentation dans l'échantillon. L'inverse peut être constaté pour les 18-25 ans qui ne représentent que 1 % des usagers. Toutefois, au-delà de ces précautions, on peut déduire que la majorité des usagers de la forêt privée sont âgés de 25 à 64 ans. Trois usagers de la forêt privée sur quatre habitent une ville ou un village (figure 21-B). On note également la faible proportion des *cols-verts*⁴⁷ qui ne représente que 10 % des usagers de la forêt privée, tandis que les *cols-blancs* représentent 34 %. Les *cols-bleus* et les *sans travail* sont également bien présents avec respectivement 30 % et 26 %.

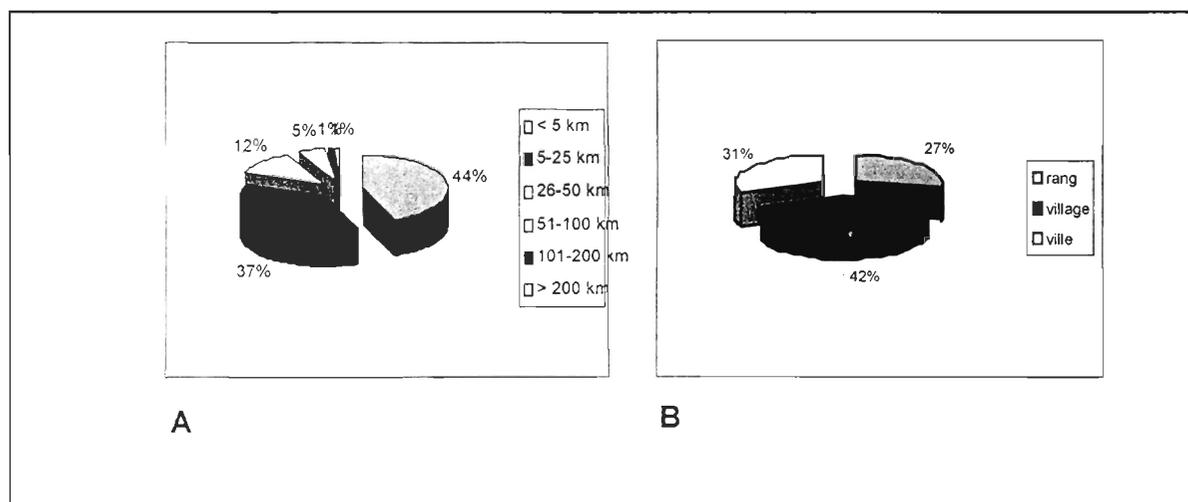


Figure 21. A- Les usagers de la forêt privée selon la distance séparant leur résidence de la forêt fréquentée. B- Lieu de résidence des usagers de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent.

Source: Lemssaoui, 2009b.

⁴⁷ Pour les fins de l'analyse, cette catégorie regroupe tous les emplois qui touchent la forêt.

Tableau 11 : Caractéristiques socio-économiques des usagers de la forêt privée.

	Nombre	Fréquence
Sexe		
Homme	133	62%
Femme	81	38%
Classe d'âge		
18-24 ans	2	1%
25-44 ans	73	34%
45-64 ans	105	49%
65 ans et plus	34	16%
Scolarité		
Primaire	3	1.50%
Secondaire non complété	54	25%
Secondaire complété	55	26%
Collégial	56	26%
Universitaire	43	20%
Non réponses	3	1.50%
Catégorie professionnelle		
Sans travail	56	26%
Col bleu	64	30%
Col blanc	73	34%
Col vert	21	10%

Source: Lemssaoui, 2009b.

Dans 52 % des cas, les forêts privées fréquentées se situent au Bas-Saint-Laurent. 8 bas-laurentiens sur 10 affirment fréquenter une forêt privée située à moins de 25 km de leur résidence. Ce qui n'est pas surprenant sachant que 45 % des usagers fréquentent leur propre forêt. Les forêts appartenant à des parents, à des amis et celle dont les propriétaires sont inconnus reçoivent chacune environ 15 % des usagers des forêts privées tandis que la forêt appartenant à des organismes et celle des voisins sont les moins fréquentées avec seulement 5 % des fréquentations chacune (figure 22-A). La proportion de fréquentation de la forêt en général ne varie pas de manière significative d'une MRC à l'autre. Par contre, des différences notables entre

les MRC se font jour quand il est question de la fréquentation de la forêt privée (figure 22-B). Les MRC incluant les deux grands centres urbains de la région affichent les taux de fréquentation les plus bas (Rimouski-Neigette et Rivière-du-Loup).

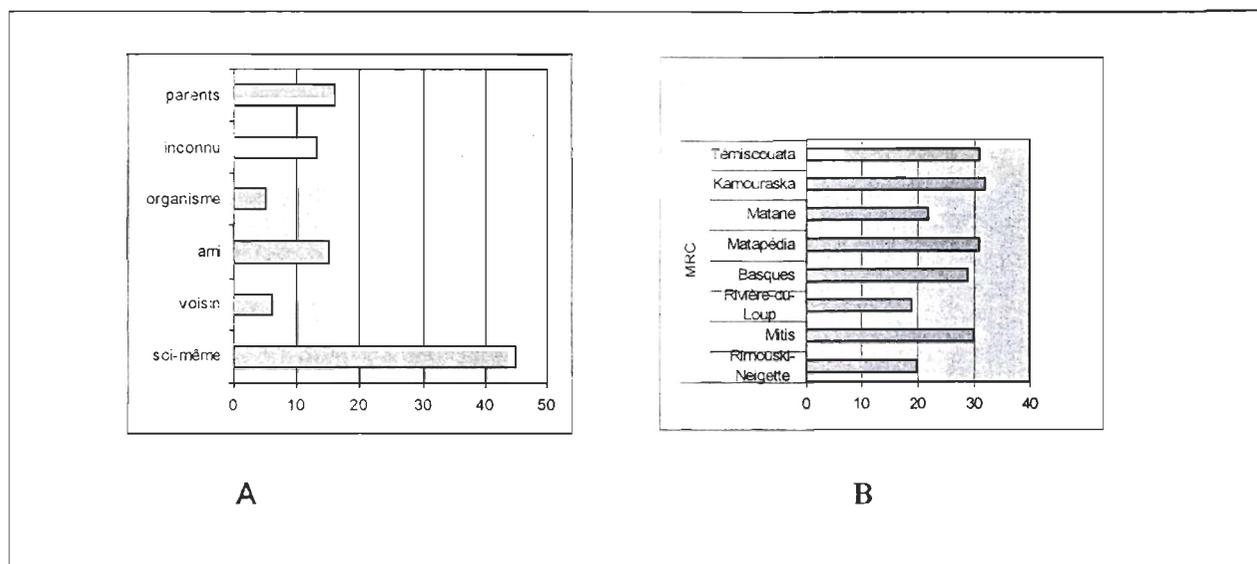


Figure 22. A- Propriété des forêts privées fréquentées, B- Fréquentation des forêts privées selon les MRC.

Source: Lemssaoui, 2009b.

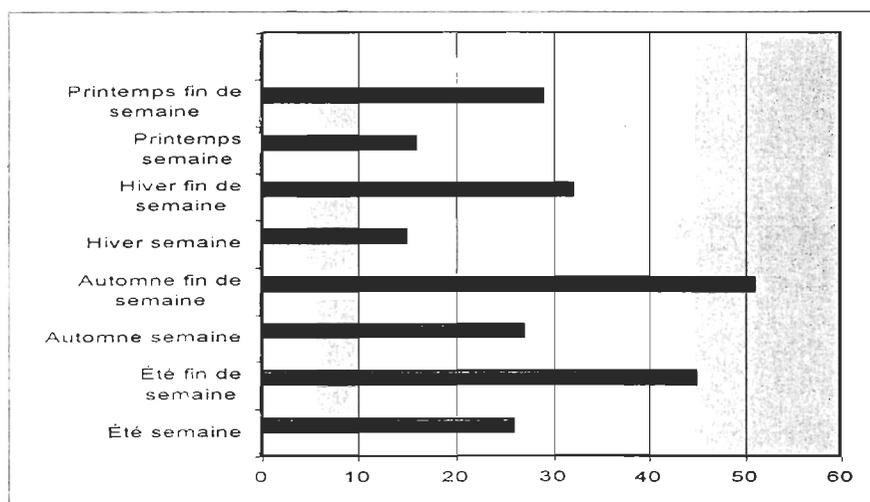


Figure 23. Fréquentation des forêts privées selon les saisons

L'enquête montre également qu'il y a des disparités importantes de fréquentation selon les saisons et les jours de semaine. D'après la figure 23, les usagers de la forêt privée ont une préférence très marquée pour les sorties en forêt durant l'automne et l'été les jours de fin de semaine. Un bon taux de fréquentation est également remarqué, toujours en fin de semaine, durant le printemps et l'hiver. Pour ce qui est des jours de semaine, les usagers préfèrent de loin l'automne et l'été au printemps et à l'hiver.

6.2.3 ACTIVITÉS PRATIQUÉES

Pour cerner le type d'activités récréatives pratiquées en forêt privée, l'enquête en proposait dix (10). Parmi celles-ci, la plus fréquente est la randonnée pédestre. En effet, 40 % des répondants déclarent faire de la randonnée régulièrement et 36 % de façon sporadique. En deuxième position vient le ski de fond avec respectivement 19 % et 27 %. Les autres activités, l'observation d'oiseaux ou d'animaux et le VTT, occupent la troisième position tandis que le skidoo, la chasse et la pêche devancent dans les dernières positions le canot, le camping et le vélo (Tableau 12).

Tableau 12 : Types d'activités pratiquées par les personnes fréquentant la forêt privée.

En pourcentage, 100 % en colonne

	Randonnée	Vélo	VTT	Skidoo	Ski	Canot	Camping	Observation	Chasse	Pêche
Fréquemment	41	5	14	9	19	3	4	16	10	7
Quelquefois	36	11	18	13	27	6	10	28	15	15
Jamais	23	84	68	78	54	91	86	56	75	78

Source: Lemssaoui, 2009b.

En se basant sur l'intensité de la pratique des activités récréatives et l'impact de ces dernières sur l'environnement, les données relatives aux activités pratiquées nous permettent de faire ressortir quatre groupes d'utilisateurs de la forêt privée (tableaux 13 et 14) :

1. Les *sportifs-écologistes* (21 % des utilisateurs): sont ceux qui pratiquent intensément les activités de plein air à condition qu'elles ne soient pas perçues comme non-écologiques telles que la chasse, la pêche, le VTT et le skidoo. Ce groupe d'utilisateurs regroupe autant d'hommes que de femmes et est composé majoritairement de personnes âgées de 25 à 64 ans, généralement de niveau universitaire ou collégial, *cols verts* ou *cols blancs* à 80 % des cas.
2. Les *sportifs insouciantes* (20 % des utilisateurs): à l'opposé du premier groupe, celui-ci regroupe les personnes qui apprécient le plein air mais sans se soucier de l'aspect environnemental. Ces personnes sont très présentes dans les groupes d'âge 25-64 ans. Ce groupe connaît une forte présence masculine, généralement de niveau secondaire ou collégial et majoritairement composé de *cols bleus* ou de *cols verts*.

3. Les *marcheurs* (21 % des usagers): sont bien sûr ceux qui excellent au niveau de la randonnée pédestre mais délaissent pratiquement toutes les autres activités. Comme pour les deux autres groupes, ce sont plus souvent des personnes âgées de 25 à 64 ans. Ces personnes se retrouvent dans les différents niveaux de scolarité et sont généralement des *cols verts* ou des *cols blancs*. C'est également le seul groupe où il y a plus de présence féminine.
4. Les *occasionnels* (38 % des usagers): sont finalement ceux qui pratiquent de façon non régulière quelques activités telles que la randonnée, le VTT, la chasse et la pêche. Ce sont les groupes d'âge 45-64 ans et 65 ans et plus qui connaissent la plus forte présence de ces usagers. Ces derniers sont généralement de niveau secondaire, appartenant aux *cols bleus* ou aux *cols blancs*.

Tableau 13 : Les groupes d'usagers de la forêt privée selon les activités pratiquées.

		En nombre de personnes			
		sportif-écolo	sportif insouciant	marcheur	occasionnel
Randonnée pédestre	<i>Quelquefois</i>	21	28	20	8
	<i>Fréquemment</i>	35	23	23	4
Vélo	<i>Quelquefois</i>	15	3	4	0
	<i>Fréquemment</i>	7	0	2	0
VTT	<i>Quelquefois</i>	5	26	0	8
	<i>Fréquemment</i>	5	21	0	4
Skidoo	<i>Quelquefois</i>	2	21	0	5
	<i>Fréquemment</i>	3	15	0	0
Ski	<i>Quelquefois</i>	34	24	2	0
	<i>Fréquemment</i>	16	14	5	2
Canot	<i>Quelquefois</i>	8	2	2	0
	<i>Fréquemment</i>	2	3	1	0
Camping	<i>Quelquefois</i>	12	9	0	0
	<i>Fréquemment</i>	5	3	0	0
Observation	<i>Quelquefois</i>	28	24	8	0
	<i>Fréquemment</i>	15	15	1	1
Chasse	<i>Quelquefois</i>	3	21	0	6
	<i>fréquemment</i>	3	16	0	3
Pêche	<i>Quelquefois</i>	7	19	0	5
	<i>fréquemment</i>	5	11	0	1

Source: Lemssaoui, 2009b.

Tableau 14 : Caractéristiques socio-économiques des usagers de la forêt privée.

En pourcentage, 100 % en colonne pour chaque cellule

	Sportif écolo	Sportif insouciant	Marcheur	Peu actif
Sexe				
Homme	54	66	43	52
Femme	46	34	57	48
Classe d'âge				
18-24 ans	4	2	2	1
25-44 ans	37	36	37	23
45-64 ans	49	52	44	45
65 ans et plus	10	10	17	31
Scolarité				
Primaire	0	0	2	4
Secondaire non complété	13	33	17	38
Secondaire complété	22	33	27	32
Collégial	28	28	32	15
Universitaire	37	6	22	11
Catégorie professionnelle				
Sans travail	0	0	2.5	4.5
Col bleu	20.5	37.5	22	42.5
Col blanc	35	19.5	34.5	36
Col vert	44.5	43	41	17

Source: Lemssaoui, 2009b.

6.2.4 IMPORTANCE DES SERVICES RENDUS PAR LA FORÊT

Pour les Bas-laurentiens fréquentant la forêt, la qualité de l'eau et de l'air sont les deux services rendus par la forêt qui suscitent le plus d'importance à leurs yeux. En second lieu, viennent l'habitat faunique, le paysage et la création d'emploi. La production de bois et les loisirs viennent en dernière position (tableau 15).

Tableau 15 : Opinions sur les services rendus par la forêt du Bas-Saint-Laurent

En %, 100 % en ligne

<i>SERVICES</i>	<i>IMPORTANT</i>	<i>MOINS IMPORTANT</i>
Production de bois	45	55
Paysage	68	32
Loisirs	44	56
Création d'emploi	65	35
Habitat pour la faune	71	29
Qualité de l'eau	87	13
Qualité de l'air	87	13

Source: Lemssaoui, 2009b.

En se prêtant au même exercice que pour les activités pratiquées, on obtient une classification des usagers de la forêt quant à leur appréciation des différents services rendus par la forêt. Quatre groupes en ressortent (tableau 16) :

1. Les *consensuels* : qui représentent 34 % des usagers de la forêt et qui trouvent tous les services importants ;

2. Les *écologistes* : représentant 23 % des usagers et donnent beaucoup plus d'importance aux fonctions écologiques qu'aux fonctions récréatives et pas assez d'importance aux fonctions économiques. C'est également le seul groupe où il y a plus de femmes que d'hommes.
3. Les *utilitaristes* : qui représentent, quant à eux, 16 % des usagers sont ceux qui trouvent importants la production de bois et l'emploi contrairement à tous les autres services rendus par la forêt ;
4. Les *radicaux* : qui forment 27 % des usagers et qui ne donnent d'importance qu'à la qualité de l'air et de l'eau, les autres services, y compris l'habitat faunique, n'ont qu'une moindre importance à leurs yeux.

Par ailleurs, on peut souligner que ce sont les groupes des *consensuels* et des *radicaux* qui fréquentent le plus la forêt privée (figure 24).

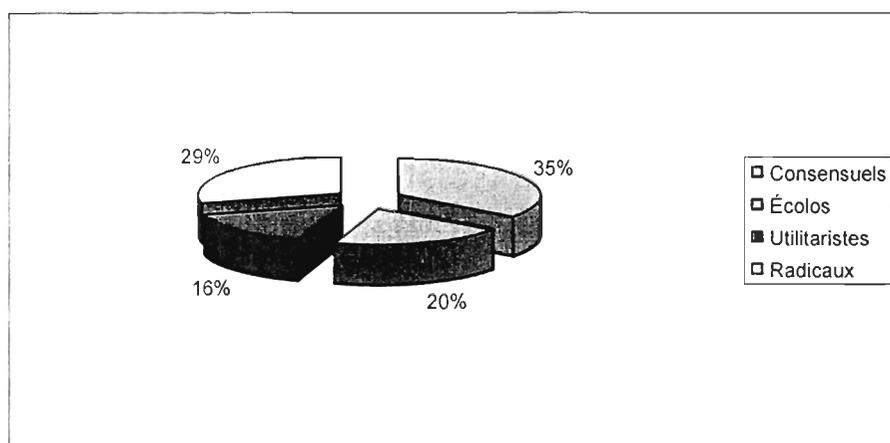


Figure 24. Fréquentation des forêts privées par les groupes d'usagers.

Tableau 16: Les groupes d'usagers selon leur appréciation des services rendus par la forêt.

En %, 100 % pour chaque cellule

		Consensuel	Ecolo	Utilitariste	Puritain
Production de bois	Moins important	3	84	58	95
	Important	97	16	42	5
Paysage	Moins important	4	11	73	60
	Important	96	98	27	40
Loisir	Moins important	25	37	87	92
	Important	75	63	13	8
Emploi	Moins important	7	29	56	63
	Important	93	71	44	37
Habitat faunique	Moins important	14	0	79	42
	Important	86	100	21	58
Qualité de l'eau	Moins important	0	0	81	3
	Important	100	100	19	97
Qualité de l'air	Moins important	0	0	79	3
	Important	100	100	21	97

Source: Lemssaoui, 2009b.

6.2.5 CONSETEMENTS À PAYER

Comme il a été spécifié auparavant, c'est la méthode d'évaluation contingente qui a été utilisée pour estimer la valeur de l'amélioration des services rendus par la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. L'analyse des réponses est un point capital, puisque le CAP moyen sera obtenu à partir du traitement économétrique des réponses de l'échantillon. Ce CAP moyen sera multiplié par la population totale concernée pour obtenir le bénéfice total, associé à l'offre d'un service environnemental. Pour obtenir ce CAP moyen, un problème spécifique est à résoudre : comment traiter les valeurs nulles ?

Tout d'abord, il convient de faire une distinction nette entre les «vrais» zéros, correspondant à une absence de variation du bien-être de l'individu si le bien est offert, des «faux» zéros

correspondant à un acte de protestation contre l'idée même de variation ou tout simplement à une incapacité de formuler une valeur. Pour pouvoir différencier les «vrais» zéros des «faux» zéros, il suffit de poser une question supplémentaire sollicitant de la personne interrogée les raisons d'une réponse égale à zéro. Seuls les «vrais» zéros seront conservés dans l'analyse. Dans notre étude cependant, l'examen des motifs de refus (voir plus loin figure 25) nous révèle que celui-ci, tous services confondus, provient essentiellement de la difficulté de se prononcer sur une valeur, d'un désintérêt pour le sujet et le fait d'estimer que le financement incombe aux fonds publics. Ces trois motifs sont à lier étroitement à une question éthique concernant toute la démarche de l'évaluation des actifs naturels. Ce point sera développé de façon plus détaillée dans la troisième partie de la thèse.

Ensuite, la question du traitement des «faux» zéros identifiés se pose. Plusieurs attitudes sont possibles dont celle qui consiste à adopter une attitude prudente et à affecter une valeur nulle à toutes les réponses égales à zéro. Il s'agit d'une hypothèse conservatrice, conforme aux règles de prudence préconisées par le NOAA⁴⁸. C'est cette attitude que nous avons appliquée à l'analyse de nos données. Soulignons au passage que l'utilisation de la carte de paiement comme moyen de révélation des valeurs réduit fortement la présence de valeurs anormalement élevées, ce qui est souvent le cas avec les questions ouvertes et qui nécessite donc le recours à des méthodes statistiques fort élaborées pour corriger les estimations des CAP moyens.

⁴⁸ Suite au naufrage de l'Exxon Valdez, le Congrès des Etats-Unis décida de légiférer sur les marées noires. Il adopta en 1990 le *Oil Pollution Act* qui, à côté de mesures destinées à réduire la probabilité de futures catastrophes, devait clarifier les procédures d'évaluation et de compensation des dommages. L'élaboration de ces règles fut confiée au *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)* qui constitua un panel d'experts chargé de répondre à la question suivante. la méthode d'évaluation contingente peut-elle fournir une estimation de la valeur d'existence ou de non-usage suffisamment fiable pour être utilisée dans l'évaluation des dommages environnementaux?

Avant de présenter les CAP relatifs à chaque scénario, quelques remarques générales peuvent être faites. Tout d'abord, contrairement à l'importance accordée aux différents services rendus par la forêt privée, les activités de loisir retiennent l'attention des payeurs autant que les services environnementaux. Effectivement, presque 75 % des répondants acceptent, a priori, de contribuer à l'amélioration des services environnementaux et des activités de loisirs alors qu'ils ne sont que 60 % pour le soutien à l'emploi et à la production de bois (tableau 17).

Tableau 17 : Les consentements à payer pour les trois services.

CAP (\$)	Services récréatifs		Services environnementaux		Services économiques	
	<i>Nombre</i>	<i>fréquence</i>	<i>nombre</i>	<i>Fréquence</i>	<i>nombre</i>	<i>fréquence</i>
0	110	27.5 %	108	27 %	156	39 %
10	27	6.8 %	19	4.8 %	18	4.5 %
20	32	8 %	18	4.5 %	21	5.3 %
30	24	6 %	20	5 %	18	4.5 %
50	55	13.8 %	72	18 %	45	11.3 %
75	21	5.3 %	20	5 %	17	4.3 %
100	68	17 %	61	15.3 %	53	13.3 %
120	7	1.8 %	8	2 %	7	1.8 %
150	12	3 %	11	2.8 %	5	1.3 %
200	13	3.3 %	21	5.3 %	24	6 %
300	10	2.5 %	11	2.8 %	6	1.5 %
400	6	1.5 %	4	1 %	4	1 %
> 400	15	3.8 %	27	6.8 %	26	6.5 %

Source: Lemssaoui, 2009b.

Cependant, on constate une incohérence entre la manifestation d'intérêt pour un service donné et le consentement à payer. À partir des réponses à la question no. 5 du questionnaire (annexe 4) relative à l'appréciation des services rendus par la forêt, nous avons regroupé les différents services selon les trois fonctions suivantes : récréative, économique et environnementale.

La fonction récréative englobe les services récréatifs et le paysage, les services production de bois et création d'emploi forment la fonction économique et finalement la fonction environnementale regroupe les services qualité de l'air et de l'eau ainsi que l'habitat faunique. Un tiers des répondants trouve la fonction récréative très importante mais refuse de participer financièrement à l'amélioration des services récréatifs. Le même constat peut également être relevé concernant les deux autres fonctions, avec une différence notable pour la fonction environnementale. En effet, pratiquement les deux tiers des répondants déclarent accorder une très grande importance à la fonction environnementale, mais cela ne se reflète pas dans leur consentement à payer (tableau 18).

Tableau 18 : Croisement cap- appréciation des services fournis par la forêt.

	Trouve les fonctions très importantes		
	Récréative	Économique	Environnementale
CAP Nul	31 %	30 %	62 %

Source: Lemssaoui, 2009b.

Ensuite, chez les personnes qui consentent à déboursier de 10 \$ à 100 \$, la majorité le font d'abord pour les services récréatifs et ensuite pour la protection de l'environnement alors que chez celles qui acceptent de déboursier 120 \$ et plus, c'est plutôt la protection de l'environnement qui arrive en premier suivie par le soutien à l'emploi et à la production de bois. Il faut tout de même souligner que c'est pour ce dernier service qu'il y a plus de CAP nul. En effet, une personne sur trois refuse de déboursier pour soutenir l'emploi et la production de bois alors que pour les deux autres services, c'est une personne sur quatre (figure 25). Le moyen de financement qui requiert le plus d'opinions favorables est celui d'un acquittement de droit d'entrée avec 54 % des cas, suivi de la participation à un fonds avec 30 %. Les répondants sont clairement opposés, par contre, à un financement par voie fiscale avec seulement 14 % (figure 26).

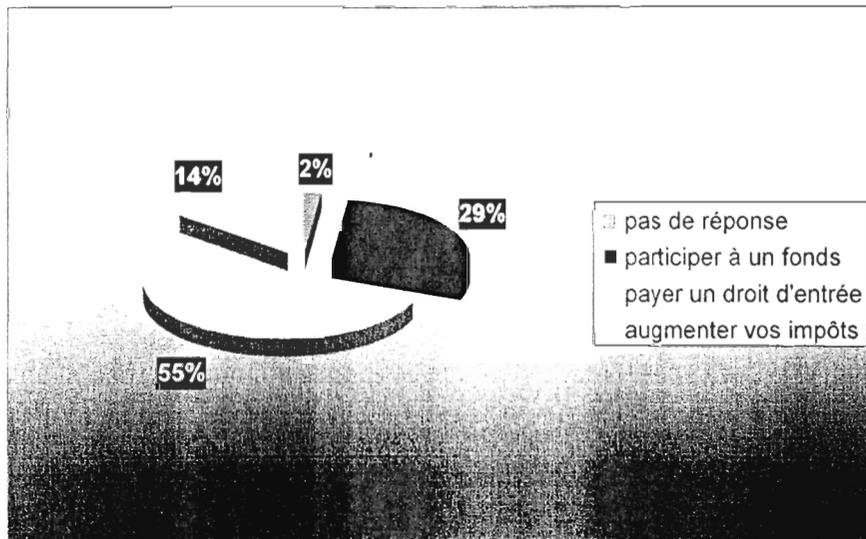


Figure 25. Formes de paiement.

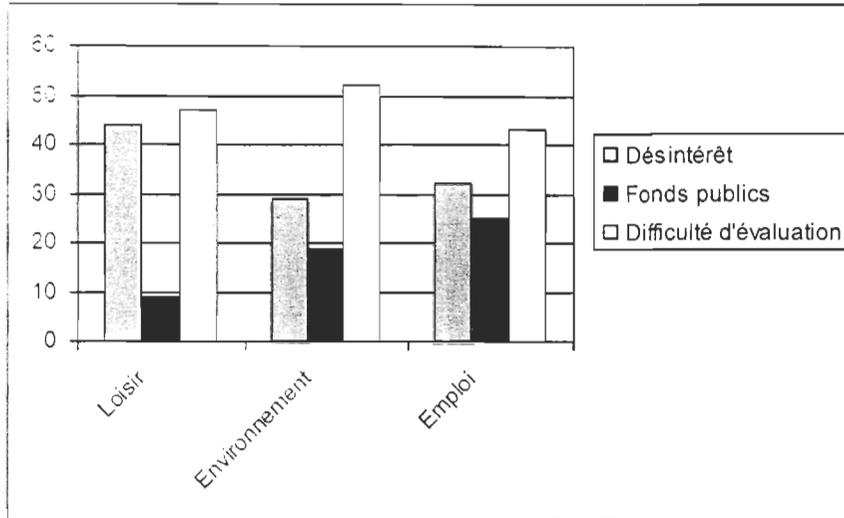


Figure 26. Motifs du refus de paiement

Dans le premier scénario, il a été demandé aux répondants de révéler le montant maximum qu'ils consentiraient à payer pour bénéficier de meilleures conditions pour pratiquer les activités de loisir en forêt privée. La majorité des consentements à payer par année des répondants se situent entre 10 et 100 \$ en incluant plus de 60 % des répondants et 80 % des personnes qui acceptent de contribuer pour le service concerné. Le CAP moyen est de 3,75 \$/personne/année. En appliquant ce dernier taux à la population bas-laurentienne âgée de 18 ans et plus (160 000 habitants), on obtient un CAP total de 600 000 \$ annuellement.

Le deuxième scénario consistait à demander aux répondants de statuer sur le montant maximum qu'ils consentiraient à payer pour améliorer les services environnementaux procurés par la forêt privée. Le maximum de consentement à payer par année des répondants se concentre dans un

intervalle variant de 10 à 100 \$, incluant plus de 50 % des répondants et 70 % des personnes qui acceptent de contribuer pour le service en question. Le CAP moyen est de 4,25 \$/personne/année pour un CAP total de 680 000 \$ annuellement. Des différences importantes concernant les caractéristiques des répondants se font jour suivant les différents CAP proposés.

Dans le troisième et dernier scénario, il a été demandé aux répondants de révéler le montant maximum qu'ils consentiraient à payer pour soutenir l'emploi et la production de bois. Tout comme pour les deux autres scénarios, le maximum de consentement à payer par année des répondants se concentre dans un intervalle variant de 10 à 100 \$ en incluant plus de 40 % des répondants et 70 % des personnes qui acceptent de contribuer pour le service en question. Le CAP moyen est de 3,5 \$/personne/année, ce qui nous donne un CAP total de 560 000 \$ annuellement.

6.3 DISCUSSION

Dans cette étude, nous avons poursuivi deux grands objectifs, à savoir dresser un portrait de la fréquentation de la forêt privée par le public bas-laurentien et estimer la valeur de l'amélioration des services récréatifs rendus par cette même forêt.

L'enquête montre que la fréquentation de la forêt privée bas-laurentienne à des fins de loisir concerne une part très importante de la population régionale. En effet, la majorité des répondants, 54 %, déclarent se rendre en forêt privée pour y pratiquer principalement la randonnée pédestre, de préférence l'automne et l'été en fin de semaine.

Concernant le consentement à payer pour l'amélioration des services rendus par la forêt, les répondants ont montré un peu plus d'intérêt pour les services environnementaux et récréatifs qu'économiques. Ce qui n'est en aucun cas étonnant vu les vagues de fond suscitées un peu partout aujourd'hui par la donne environnementale et le retour vers la nature. Toutefois, nous nous attendions à des différences plus marquées. Face à ce constat, il y a lieu de reconnaître que le fait de proposer trois scénarios aux répondants avant de leur demander leur consentement à payer pour l'amélioration de trois services aussi contrastés que les activités de loisir, la protection de l'environnement et la production de bois s'est avéré une stratégie non productive. Le rapprochement des CAP totaux des trois services illustre cette réalité (tableau 17).

De façon générale, notre évaluation, à l'instar de toutes les études utilisant la MEC, accuse certes une certaine faiblesse au niveau de la fiabilité des résultats. Cette faiblesse est due en grande partie à sa construction hypothétique et à la distance séparant l'intention de payer et le paiement effectif. De plus, concernant particulièrement notre cas, un facteur est à considérer pour apprécier la portée des résultats chiffrés, à savoir le nombre important des propriétaires de boisés privés parmi les répondants fréquentant la forêt privée. En effet, 45 % des usagers de la forêt privée fréquentent leurs propres lots boisés (figure 22-A). Cependant, l'analyse de la disposition à payer des répondants selon le type de propriété de la forêt privée fréquentée montre que les propriétaires ne se démarquent pas par rapport aux autres groupes d'usagers quant à leur disposition à payer pour l'amélioration des services fournis par la forêt privée (tableau 19).

Tableau 19 : Disposition à payer des répondant selon le type de propriété de la forêt qu'ils fréquentent pour les trois services retenus.

	Loisir	Environ	Emploi
Soi-même	63 %	62 %	48 %
Parent	88 %	97 %	71 %
Ami	82 %	70 %	58 %
Voisin	70 %	85 %	70 %
Organisme	70 %	60 %	70 %
Inconnu	71 %	60 %	54 %

Source: Lemssaoui, 2009b.

En faisant la somme des trois CAP totaux relatifs aux trois services, on obtient un CAP global avoisinant les 2 M \$ annuellement. Ce chiffre est tout à fait vraisemblable en comparaison avec des études du même genre. Par exemple, pour le cas de la Belgique, Colson (2006) a réalisé une enquête téléphonique auprès de 1005 personnes habitant la Région wallonne et la Région de Bruxelles (les touristes flamands et étrangers ne sont donc pas pris en compte). Il en ressort que 45 % de la population fréquente la forêt pour des activités récréatives ou de détente. 23 % de ces usagers seraient prêts à payer une cotisation annuelle pour accéder à des activités de détente en forêt : le montant moyen qui serait consenti par l'ensemble de la population des deux régions en question est de de l'ordre de 11,4 millions d'euros. Signalons également qu'en ce qui concerne l'Allemagne, une étude de 2001 combinant plusieurs résultats obtenus avec la même méthode a donné une valeur moyenne de 50 euros par visiteur par an. Ceci a été multiplié par une estimation de la population qui visite des forêts au moins une fois par an (64 % de la population au-dessus

de 13 ans), soit 45 millions de personnes. La valeur globale (surplus du consommateur) a ainsi été estimée à quelque 2 500 millions d'euros (Baveye et Massinon, 2008).

PARTIE III

ÉVALUATION MONÉTAIRE ET PRISE DE DÉCISION DANS LE CADRE D'UNE GESTION VIABLE DES ACTIFS NATURELS

Dans la légende grecque, Midas était le roi de Phrygie auquel Bacchus (Dieu de la terre) avait accordé un souhait en échange de son hospitalité pour le vieux Silène qui avait élevé le Dieu dans sa jeunesse. Midas souhaita que tout qu'il touche soit transformé en or. Il réalisa bientôt son erreur quand toute la nourriture fut devenue pour lui non comestible. Il finit par supplier le Dieu de lui retirer ce don, et reçut l'ordre de se laver dans l'eau du Pactole. Depuis le sable du fleuve resta chargé de paillettes d'or.



« Midas et Bacchus » par Nicolas Poussin 1629.

Commençons ici par rappeler l'hypothèse générale qui a orienté notre travail: si l'évaluation monétaire des services environnementaux est assimilée à une étude de marché en vue de déceler les potentialités liées à leur exploitation, sa légitimité est hors de tout doute (1). Cependant, ses limites tant logiques qu'épistémologiques la rendent inapte à fonder un outil d'aide à la décision dans le cadre d'une gestion durable des actifs naturels (2). À la suite des exercices d'évaluation des services environnementaux dont nous venons de présenter les résultats, nous nous appliquerons dans cette dernière partie de la thèse à discuter des deux volets qui composent notre hypothèse.

L'application de la démarche d'évaluation monétaire aux trois services retenus dans notre étude nous a fourni des estimations monétaires préliminaires de leur valeur économique. Certes, comme nous l'avons souligné à plusieurs reprises, ces résultats chiffrés sont à prendre avec la plus grande précaution. N'empêche qu'ils confirment, au-delà de l'aspect purement monétaire, que la forêt participe au bien-être collectif autrement qu'avec les seules ressources ligneuses. Effectivement, nos résultats suggèrent que la forêt privée du Bas-Saint-Laurent a constitué un important puits de carbone entre 2001 et 2008, qu'elle couvre jusqu'à 44 % des bassins versants situés en amont des points de captages qui alimentent presque la moitié des ménages de la région et qu'elle est, finalement, fréquentée par 54 % de la population régionale âgée de 18 ans et plus dont 60 à 75 % sont disposés à payer pour l'amélioration des services économiques, environnementaux et récréatifs. Ce qui prouve, au-delà des chiffres, l'importance de cet actif naturel pour la collectivité. Sa valeur dépasse pour ainsi dire la perception traditionnelle d'un stock de bois à exploiter. Au minimum, les travaux fondés sur ces méthodes d'évaluation auront une vertu pédagogique, en invitant les citoyens et les décideurs à prendre conscience de la richesse de l'écosystème forestier par la prise en compte de la valeur des biens et services

environnementaux qu'il procure. Cependant, dans une perspective de développement territorial, la question de la valorisation est d'une importance cruciale. Autrement dit, pour que ces services puissent générer effectivement de nouveaux revenus pour la région, ils doivent trouver preneur. Et pour cela, il faut faire ressortir leur valeur économique nécessaire à leur contractualisation sous forme, par exemple, de « paiements pour services environnementaux » (PSE). Dans cette logique, les exercices d'évaluation comme ceux auxquels nous nous sommes prêtés dans cette recherche, peuvent être perçus comme une étape préalable au processus de valorisation des services environnementaux (Chapitre 7).

Cependant, l'existence de plusieurs formes de contractualisation des services environnementaux donnant lieu à des paiements effectifs pour services rendus n'entraîne pas automatiquement l'inscription de ces projets dans un cadre durable de gestion des ressources naturelles. En effet, l'activité de valorisation économique, censée internaliser des effets externes, peut elle-même générer, des effets externes ou contre-intuitifs en induisant des effets négatifs tant sur le plan social qu'écologique lorsque les perspectives de gains économiques sont importantes (Chaboud et al., 2007). Le problème ainsi posé dépasse l'activité d'évaluation économique pour s'intéresser à l'usage qui en est fait :

« Le langage économique est à l'image des langues d'Ésope⁴⁹ : il peut être le meilleur et le pire. Le meilleur, dans la mesure où il permet de révéler un certain nombre d'enjeux de société et de pouvoir : combien ça coûte, qui paye, pour qui, pour quoi ? En ce sens, il est utile au débat public. Mais ce langage peut également être le pire. Il est susceptible d'avantager les groupes d'intérêts les plus habiles à manipuler un référentiel monétaire. Or, dans notre société capitaliste, celui-ci est institué de façon à mettre en relief certains éléments et à en laisser d'autres dans l'ombre. » (Vivien, 2009).

⁴⁹ Écrivain grec à qui l'on attribue la paternité des premières fables.

La question de l'usage du calcul économique comme support des choix publics mérite ainsi d'être posée. Ceci nous pousse à élargir notre champ d'investigation en se plaçant dans un cadre de prise de décision dans la gestion des actifs naturels. L'émergence d'une conscience écologique, dès la fin des années 1970, rendait indispensable d'intégrer la valeur des biens et services environnementaux dans les décisions fondant ainsi un modèle de gestion économique soutenable des actifs naturels. Rappelons ici les principes centraux de ce modèle (Godard, 1989):

- la nature, puisqu'elle fait l'objet de demandes sociales, peut être représentée sous la forme d'un bien rare;
- la problématique de l'action collective se focalise sur l'utilisation efficace de ces ressources, au sens où elles doivent être allouées là où elles sont le mieux mises en valeur;
- mécanismes, incitations et contrats économiques constituent les instruments privilégiés pour réguler l'utilisation des ressources;
- à ce titre, les disciplines scientifiques convoquées sont principalement la science économique et les sciences de la gestion.

Parmi les différentes méthodes d'aide à la décision, l'*Analyse Coûts-Avantages* (ACA) est privilégiée des économistes: en admettant que les différentes alternatives d'utilisation des ressources soient clairement identifiées, que leurs avantages et inconvénients puissent être exprimés sous forme monétaire, l'ACA permet de déterminer le scénario optimal de gestion de l'environnement, qui alloue efficacement les ressources et maximise le bien-être social (Bohm et Henry, 1979). L'usage de l'ACA, procédure « objective » de prise de décision, repose sur l'idée qu'il faut appliquer au domaine public l'efficacité supposée des modes de régulation marchande. L'évaluation contingente, par sa capacité à créer des marchés virtuels là où il n'y en a pas et en permettant de le faire sous forme monétaire, dans le cadre d'une ACA, répondait à ce besoin.

C'est ce qui explique largement notre recours à l'évaluation contingente pour l'analyse de son aptitude à fonder une prise de décision dans le cadre d'une gestion viable des actifs naturels (second volet de notre hypothèse de travail). À ce propos, nous nous intéresserons à quelques résultats de l'analyse des CAP recueillis lors de l'enquête sur les services récréatifs qui dévoilent une série d'incohérences de la logique néo-classique à la base de la MEC. Nous verrons ainsi que la conséquence directe de ces limites est la non-prise en compte de la dimension collective des services environnementaux, pourtant un préalable à toute gestion visant la viabilité des actifs naturels. En raison de ces défaillances, le recours à d'autres types d'évaluation, à caractère qualitatif, qui viendraient compléter l'évaluation purement quantitative, serait plus à même de prendre en compte cette dimension collective (Chapitre 8).

CHAPITRE 7

L'ÉVALUATION MONÉTAIRE EN TANT QU'ÉTUDE DE MARCHÉ

Avec le présent chapitre, nous nous intéresserons à l'une des principales finalités de l'évaluation des services environnementaux, celle de leur rétribution. Si cette thèse n'a pas une vocation prospective, elle peut néanmoins chercher à mettre en perspective les différents mécanismes de rémunération des services environnementaux pour des fins pédagogiques. À cet égard, l'apport des expériences étrangères se révèle très enrichissant pour permettre aux acteurs régionaux d'approcher la panoplie d'instruments actuellement disponibles. Un exemple de l'enjeu que représente la « marchandisation des ressources naturelles » pour en permettre la protection est celui de l'appel lancé en 2007 par le président équatorien Rafael Correa à la communauté internationale demandant une compensation à hauteur de 350 millions de dollars pour la non-exploitation d'un gisement pétrolier. Ce gisement est localisé au coeur de l'Amazonie, dans le parc national de Yasuni, qui présente une capacité de stockage du CO₂ évaluée à 500 millions de tonnes/an. Dans le cadre de la lutte contre le changement climatique, le président Correa se déclare prêt à renoncer à l'exploitation du gisement. *« Cependant, cela impliquera de cesser de recevoir d'énormes investissements et près de 720 millions de dollars par an, quantité significative pour un petit pays de 13 millions d'habitants et près de 6 millions de pauvres. Nous sommes disposés à faire cet immense sacrifice, mais nous exigeons la co-responsabilité de la communauté internationale et une compensation minimale pour le bien-être environnemental que nous générons, et duquel bénéficie toute la planète »*⁵⁰.

Cet exemple illustre bien le concept de « paiement des services environnementaux » (PSE). Les systèmes de PSE sont généralement classés selon le type de service généré, mais ils peuvent également être classés selon le type de paiements ou de transactions utilisé (Pagiola et al., 2002).

⁵⁰ Correa R., *Discours du président de la République de l'Équateur*, septembre 2007, Dialogue de haut niveau sur le changement climatique de la 62^{ème} assemblée générale des Nations unies.

On décrit l'approche conventionnelle du PSE de la façon suivante (Rosa et al., 2002 : 2):

- Il se concentre sur le recours aux instruments économiques, recherchant les coûts les plus bas pour atteindre les objectifs environnementaux.
- Il désigne nommément les services environnementaux (séquestration du carbone, régulation ou filtration de l'eau, espèces particulières de biodiversité).
- Il privilégie les écosystèmes simplifiés et à grande échelle, appartenant idéalement à un petit nombre de personnes, afin de réduire les coûts de transaction et de surveillance.
- Il s'emploie à garantir des droits de propriété privés et à récompenser les propriétaires fonciers.

Le concept de PSE séduit par sa simplicité et sa flexibilité dans diverses conditions socioéconomiques et environnementales. Cependant, sa mise en pratique se heurte à plusieurs obstacles qui ont été mis en lumière par une étude approfondie des systèmes de PSE existants (Mayrand et Paquin, 2004). Le premier défi dans l'élaboration d'un système de PSE consiste à définir, mesurer et quantifier les services environnementaux recherchés (séquestration de carbone, bassin hydrographique, conservation de la biodiversité ou de la beauté des paysages). Cela exige des connaissances scientifiques approfondies et une consultation des parties intéressées, afin de déterminer quels services attireront la participation des bénéficiaires. Le plus important est d'identifier les services exigés et les bénéficiaires intéressés, puis de déterminer les niveaux de service recherchés. Les bénéficiaires peuvent être locaux (usagers de l'eau dans le bassin hydrographique en aval), nationaux (pouvoirs publics, ONG ou associations commerciales) ou internationaux (organisations internationales, multinationales ou ONG internationales). Ils peuvent également regrouper des bénéficiaires locaux, nationaux et

internationaux. La nature, le nombre et l'origine des bénéficiaires sont directement liés à la nature des services environnementaux générés dans le cadre du système de PSE. Si les bénéficiaires sont peu nombreux et bien organisés, les coûts de transaction seront réduits.

La mise en place d'un système de PSE exige également la création d'un mécanisme de financement qui permettra de recueillir et de gérer l'argent versé par les bénéficiaires. En théorie, le prix payé par les bénéficiaires ne devrait pas dépasser la valeur des services fournis. Donc, l'estimation de la valeur des services environnementaux constitue un des plus gros défis de la mise en place des systèmes de PSE. Ce processus d'évaluation nécessite une analyse économique et de vastes consultations auprès des bénéficiaires afin de déterminer des contributions qui sont, d'une part, acceptables à leurs yeux et, d'autre part, suffisamment élevées pour financer le système de PSE et la prestation des services environnementaux recherchés. Un des grands objectifs des systèmes de PSE est de générer un apport stable et continu de revenus qui assureront la pérennité du système. Outre les paiements directs, les systèmes de PSE peuvent également offrir des avantages non financiers aux utilisateurs des terres : accès à la formation, construction d'infrastructure, aide à la diversification des revenus ou au développement du marché.

Les transactions avec les utilisateurs des terres sont habituellement gérées par un organisme intermédiaire qui signe avec eux les contrats portant création d'obligations précises concernant l'utilisation des terres, la production d'un plan de gestion, la présentation de rapports et autres. Ces contrats ont une durée déterminée et peuvent être renouvelables. Pour réduire les coûts de transaction, il est plus intéressant pour les utilisateurs des terres de négocier des contrats collectifs. Les systèmes de PSE sont généralement favorables à cette négociation collective avec des associations ou coopératives d'utilisateurs si ces derniers sont très nombreux.

Évidemment, l'une des grandes difficultés dans la mise en place d'un système de PSE est de maîtriser les coûts de transaction pour assurer une utilisation optimale de l'argent versé par les bénéficiaires. La mise en place d'un système de PSE et la gestion des premières transactions peuvent coûter très cher : études scientifiques, consultations des utilisateurs des terres et bénéficiaires, évaluation des utilisations et pratiques actuelles, conception de contrats, lancement d'une phase pilote et autres. De plus, le fonctionnement du système entraîne des coûts de transaction, notamment pour la surveillance, la passation de contrats et la gestion des paiements (voir plus loin dans le chapitre le cas des crédits de carbone).

Enfin, malgré la demande pour les services environnementaux, il se peut qu'aucune transaction ne soit réalisée en raison d'une série de facteurs, dont les suivants (Landell-Mills et Porras, 2002 : 215) :

- preuves scientifiques insuffisantes;
- existence de substituts moins coûteux;
- absence de cadre réglementaire;
- problèmes de coordination;
- participation insuffisante;
- résistance culturelle;
- financement insuffisant.

Dans toutes ces situations, il peut y avoir des bénéficiaires des services environnementaux, mais les avantages qu'ils obtiennent ne se traduisent pas toujours par une demande explicite. Dans ces cas, les pouvoirs publics ou d'autres intermédiaires doivent intervenir pour transformer cette demande implicite en une disposition explicite à payer pour les services environnementaux. Ces

interventions peuvent inclure des consultations avec les intervenants, des séances d'information, la création d'établissements, l'aide financière ou la formation technique.

Ces marchés peuvent également résulter de mesures réglementaires ou d'actions gouvernementales. Ainsi, l'adoption de règlements, de droits d'utilisation ou d'encouragements fiscaux peut créer une nouvelle série de mesures d'incitation qui impulseront le développement d'un marché pour les services environnementaux. Le cas de la ville de New York concernant l'eau que nous avons déjà évoqué dans ce travail illustre bien cette situation. En effet, quand l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis a adopté un règlement sur le traitement des eaux de surface (*Surface Water Treatment Rule*), la ville de New York a été forcée d'étudier diverses possibilités en vue de s'y conformer au meilleur coût possible. À l'issue d'une analyse des coûts relatifs de la construction d'une nouvelle station d'épuration de l'eau et d'autres solutions d'aménagement, la ville a finalement créé un système de paiements pour améliorer la gestion du bassin de Catskills, où elle puise son eau potable.

Les initiatives actuelles de PSE ont deux sources principales: la politique agricole en vigueur dans certains pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) depuis les années 1980, et les programmes de conservation des forêts lancés dans les années 1990 en Amérique latine (FAO, 2007). Les programmes de PSE mis en oeuvre dans les pays de l'OCDE apportent une réponse à la dégradation de l'environnement résultant de pratiques agricoles intensives. Un exemple est le *Conservation Reserve Program (CRP)* introduit aux États-Unis en 1985 pour lutter contre l'érosion du sol sur les terres arables. Les propriétaires fonciers qui adhèrent à ce programme volontaire perçoivent un loyer annuel en échange de la mise hors production de leurs terres agricoles sur 10 à 15 ans. Les premiers programmes de PSE

réalisés dans les pays en développement s'inscrivaient dans le cadre des initiatives de conservation des forêts lancées en Amérique latine à la suite du succès limité de l'approche réglementaire traditionnelle centrée sur les zones protégées. L'un des programmes les plus intéressants a été lancé au Costa Rica en 1996 avec pour objectif d'améliorer les divers services environnementaux de la forêt (fixation du carbone, services hydrologiques, conservation de la biodiversité et valorisation de la beauté du paysage) au moyen de paiements compensatoires versés aux propriétaires fonciers et forestiers en échange de contrats pluriannuels de reboisement, de gestion durable et de protection de la forêt.

L'émergence des services environnementaux comme nouvelles fonctions productives offre désormais aux producteurs des territoires ruraux l'opportunité d'exploiter des ressources nouvelles qui vont leur ouvrir de nouveaux débouchés (dans le cas d'externalités positives). Evidemment, ces nouvelles opportunités ne pourraient se traduire par des revenus sans la présence d'une demande pour ces services. Plusieurs facteurs stimulent effectivement cette demande de services environnementaux et la volonté de payer pour y accéder. Le public est de plus en plus conscient de la valeur des services environnementaux et des coûts induits par leur réduction: le sentiment d'urgence liée à la problématique environnementale et la médiatisation de ces questions.

À titre d'illustration, prenons l'exemple des marchés des crédits de carbone. Actuellement, trois cadres réglementaires nord-américains intéressent le Québec :

1. Le Cadre réglementaire sur les émissions industrielles de gaz à effet de serre (2010) du gouvernement fédéral canadien.

2. Le *Regional Greenhouse Gas Initiative* (2008) qui est une initiative régionale des états du Nord-Est des États-Unis visant à réduire les émissions de GES par la création d'un marché régional d'échanges de quotas de CO₂. Le Québec, tout comme les provinces maritimes, est présent en tant qu'observateur.
3. Le *Western Climate Initiative* (2012) qui vise à développer un marché de carbone nord-américain afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Il s'agit d'une collaboration entre sept états américains et quatre canadiens dont le Québec qui s'y est joint en avril 2008.

En plus des marchés réglementés, des opportunités d'affaires à travers des transactions volontaires :

- Chicago Climate Exchange;
- Entreprises (ex. : Google);
- Gouvernement (ex. : municipalités, provinces/États, pays)
- Individus (ex. : compensation des émissions d'un vol d'avion);
- Événements neutres en carbone (ex. : le Super Bowl)

Comme dans n'importe quel marché, il faut des acheteurs et des vendeurs (et parfois même des spéculateurs). Le marché de carbone n'y échappe pas.

Les acheteurs :

- Grands émetteurs finaux canadiens et américains qui feront face à des obligations bientôt (Rio Tinto Alcan)
- Institutions financières qui spéculent (Morgan Stanley)

- Fonds d'investissements de crédits de carbone (*Greenhouse Gas Credit Aggregation Pool* (GG-CAP) et Fonds de carbone de divers pays (Danemark, Japon, Pays-Bas)

Du côté des vendeurs, deux conditions sont à respecter:

- Entreprises et organisations qui ne sont pas réglementées;
- Réaliser des réductions d'émissions qui vont au-delà du cours normal des affaires.

Spécifiquement pour le secteur forestier, les occasions d'affaires peuvent provenir du :

1. Boisement : plantation d'arbres sur des terrains sans couvert forestier ;
2. Changement de carburant : remplacement du gaz naturel par une source d'énergie renouvelable (ex.: copeaux de bois) ;
3. Lieux d'enfouissement des résidus de papeteries : brûlage du méthane ;
4. Reboisement : régénération artificielle des stocks au delà des exigences réglementaires ;
5. Pratiques sylvicoles durables : adoption de pratiques plus durables qui augmentent les stocks de carbone ;
6. Déboisement évité : le renoncement au droit de couper afin de protéger la forêt.

Afin d'assurer l'intégrité environnementale du système, les réductions d'émissions doivent être permanentes. Cette permanence n'est pas un problème pour les projets de valorisation de la biomasse forestière. Cependant, c'est un élément problématique pour les projets de séquestration du carbone basés sur le boisement/reboisement, le déboisement évité et la gestion sylvicole durable. En effet, plusieurs risques peuvent compromettre la permanence du carbone séquestré tels que les feux de forêt et les attaques d'insectes. Comme les risques de perdre ces crédits sont élevés, ils ont dans plusieurs systèmes une durée de vie limitée. Ces crédits temporaires doivent

constamment être remplacés par les acheteurs. Leur valeur est donc inférieure à un crédit de carbone permanent. Il existe cependant d'autres mécanismes afin d'assurer la permanence des crédits temporaires comme le maintien de zones tampons afin de remplacer les stocks de carbone en cas de perte.

Une évaluation comme celle que nous avons effectuée dans le cadre de ce travail peut servir à défricher le terrain en vue de la mise en œuvre d'un projet de séquestration de carbone. Plusieurs étapes sont à franchir cependant pour passer de l'idée de départ à la vente des crédits de carbone. La figure 26 résume ce processus.

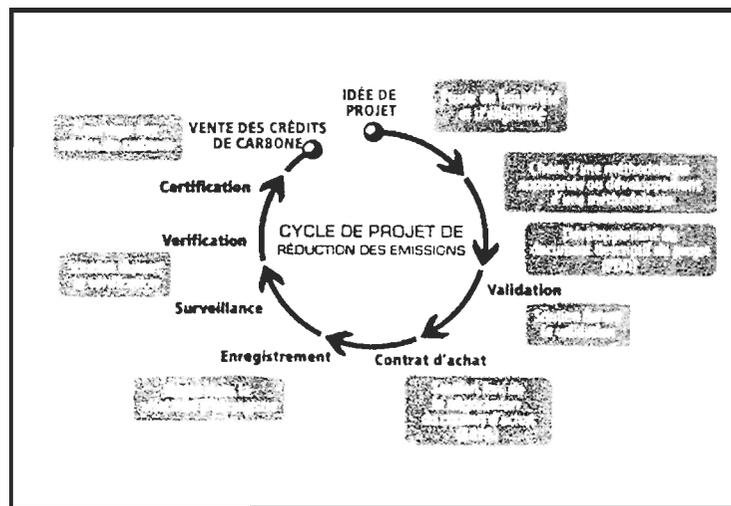


Figure 27 : D'une idée de projet à une transaction de crédits de carbone

Source : CIFQ, 2008.

En terminant ce chapitre, rappelons que notre question de départ portait sur le cadre dans lequel la démarche d'évaluation monétaire des services environnementaux peut être appliquée dans la recherche d'une gestion viable d'un actif naturel. Suite à cette question, le premier volet de l'hypothèse que nous avons émise postulait que l'évaluation monétaire des services

environnementaux, si elle est assimilée à une étude de marché en vue de déceler les potentialités liées à leur exploitation, sa légitimité est hors de tout doute. C'est ce qui a été fait jusqu'ici. Effectivement, nous avons montré que l'évaluation monétaire, en tant qu'étape préparatoire à des projets de valorisation des services environnementaux, consistait à déceler les occasions en termes de paiements des services environnementaux. Cette première finalité de l'évaluation monétaire nous semble cohérente avec les objectifs du développement territorial, surtout pour des territoires largement dépendants des ressources naturelles. Bien que sa légitimité est, de notre point de vue, bien établie dans ce cadre précis, un ensemble de précautions semblent être de mise. Tout d'abord, il faut être conscient de la fragilité des situations, dans le sens où même indépendamment de l'activité humaine, des externalités positives peuvent soudainement disparaître, voire même devenir négatives. L'exemple de la séquestration de carbone est très illustratif à ce niveau (perturbations naturelles). Ensuite, tout changement visant à intensifier le rendement d'un service écosystémique aura probablement un impact, positif ou négatif, sur nombre d'autres services. Ainsi, la création de plantations d'arbres à croissance rapide destinées à fixer le carbone peut amoindrir la diversité biologique. En outre, il faut considérer l'ensemble de l'écosystème dès qu'il s'agit d'offre de services environnementaux. Cet aspect peut être explicité par l'exemple de la gestion d'un bassin versant pour garantir certains attributs de l'eau. Les objectifs des producteurs agricoles et forestiers peuvent entrer en conflit et influencer négativement sur l'offre du service environnemental. La contractualisation des services environnementaux gagnerait à définir et à appliquer un ensemble de garde-fous qui permettraient d'éviter les effets négatifs liés la création de ces nouveaux marchés et de se prémunir ainsi contre le risque de non-durabilité des actions posées.

Le second volet de notre hypothèse, quant à lui, consistait à explorer les conséquences d'une seconde finalité de l'évaluation monétaire, et tout particulièrement de l'évaluation contingente. Il s'agit de son rôle en tant qu'**outil d'aide à la décision** dans le cadre d'une gestion durable des actifs naturels. C'est ce que nous allons explorer dans le chapitre suivant.

CHAPITRE 8

L'ÉVALUATION MONÉTAIRE ET LA PRISE DE DÉCISION

Les résultats de notre enquête sur les services récréatifs liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent nous ont montré qu'entre un quart et un tiers des répondants, dépendamment des services évalués, ont proposé des consentements à payer nuls (voir tableau 18). Il s'agit d'ailleurs d'une proportion compatible avec les études utilisant la méthode d'évaluation contingente (Dominique et Desaignes, 2000). Plusieurs développements économétriques ont été proposés pour traiter ces valeurs nulles. Pour notre part, nous avons opté pour l'hypothèse consistant à adopter une attitude prudente et à affecter une valeur nulle à toutes les réponses égales à zéro. Il s'agit d'une hypothèse conservatrice, conforme aux règles de prudence préconisées par le NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). De plus, nous croyons qu'il ne s'agit pas d'un simple problème technique d'affinement des catégories statistiques. Au contraire, nous pensons que l'existence même de ces valeurs nulles, et surtout l'incohérence constatée entre les positions éthiques et les consentements à payer des répondants, ont des implications beaucoup plus profondes affectant le bien-fondé de la méthode.

Le moins que l'on puisse dire est qu'il s'agit là d'incohérences importantes entre les positions éthiques et la disposition à payer. Plus qu'une critique interne de la méthode, ce biais touche aux fondements même de l'évaluation monétaire. En effet, la question des refus de payer ou des réponses égales à zéro manifestant une protestation est un des problèmes récurrents de l'évaluation contingente. Selon Dominique et Desaignes (2000), favorables à l'usage de la méthode, même avec une enquête bien conçue, « on obtient généralement un nombre élevé de valeurs nulles ».

Plusieurs auteurs ont essayé d'expliquer ces valeurs nulles. Selon Sagoff (1988 : 62), la raison principale du refus de participer à la question de révélation de la valeur « tient au fait que les

personnes interrogées considèrent que la politique environnementale implique des questions éthiques [...] qui n'ont rien à voir avec un calcul à la marge de la satisfaction des préférences. ». Ainsi, il est possible de penser que les personnes interrogées ne se livrent pas à un exercice de réaffectation du revenu monétaire comme le veut la théorie néo-classique. Blamey (1996) souligne à ce propos que l'évaluation concernant une allocation très controversée des ressources environnementales relève alors d'un débat de société. Par conséquent, les réponses de protestation sont considérées non pas comme de faux zéros, mais comme l'expression d'une opinion politique donnée par l'enquêté en tant que citoyen. Blamey remet en cause l'existence d'une fonction d'utilité qui inclurait un bien privé, un bien environnemental de type public et le revenu de l'individu concerné. Dans ce cas, la question appropriée n'est plus « combien cela vaut-il pour moi ? » mais devient « qu'est-il bon de faire pour la société ? ». C'est ici la validité de l'axiomatique de la théorie du consommateur qui est en cause. Par extension, le recours à toute procédure reposant sur les hypothèses de la théorie du consommateur est exclu (Sagoff, 1988).

Les fondements de l'analyse coûts-avantages ne seraient alors pas appropriés à l'évaluation des actifs naturels: « *Thus, when environmental cost-benefit analysis is conducted, implicitly assuming everybody is utilitarian, the results will be biased by utilitarian justifications for non-utilitarian reasoning.* » (Spash, 1997 : 404). O'Neill (1997) complète cette proposition en démontrant le principe de l'irréductibilité entre motivations éthiques et valeur monétaire. Il prouve ainsi l'inadéquation des méthodes de monétarisation, et plus particulièrement de l'évaluation contingente, à la problématique de gestion des ressources naturelles. Selon cet auteur, on « peut gérer [l'environnement] sans prix. [...] il existe une incommensurabilité toute particulière entre engagements moraux et valeurs monétaires » (O'Neill, 1997 : 546).

Un individu peut donc refuser l'épreuve sous prétexte qu'elle n'est pas valide dans le *monde* dans lequel il se situe. Ainsi, « bien que le jeu soit étroitement limité par le dispositif de la situation, un modèle à plusieurs mondes donne aux acteurs la possibilité de se soustraire à une épreuve et, en prenant appui sur un principe extérieur, d'en contester la validité dans un monde différent. » (Boltanski et Thévenot, 1991 : 267). On peut ici revenir aux questions posées lors d'un exercice d'évaluation de la nature. Une question de CAP sur un bien non marchand risque d'être refusée par la personne enquêtée car l'épreuve (la conclusion d'un marché, d'un échange) et les objets (monnaie) qui lui sont proposés font référence au monde marchand alors que d'après elle, ce bien non marchand se situe plutôt dans le monde domestique ou civique par exemple.

La question fondamentale se rapporte donc aux valeurs et aux formes de justification portées par les personnes. Dans l'exploration théorique dont nous avons rendu compte dans la première partie de notre thèse, il a été établi que les personnes étaient des individus moraux porteurs de différents types de justification. À chacune de ces justifications correspond une idée du bien commun, une forme de la valeur qu'attribuent ces acteurs aux biens qu'ils évaluent. La valeur, comme l'acteur, est donc plurielle. Ceci conduit à envisager la valeur des biens naturels dans sa complexité et à rejeter l'hypothèse d'une valeur reposant sur une substance unique comme l'utilité. La valeur économique, exprimée sous la forme d'un prix, fait partie de ces différents types de valeur, mais ne résume pas à elle seule l'intégralité de la valeur. On pourrait dire que le prix n'épuise pas la valeur et « toute tentative d'incorporation pure et simple de [cette information quantitative] dans une analyse coût-bénéfice conduirait effectivement à négliger les dimensions non quantitatives » (O'Connor et al., 1999 : 66). Le chiffre monétaire est donc accepté par l'auteur mais parmi de nombreuses autres informations qui renseignent sur d'autres dimensions de la valeur.

Pour les promoteurs de l'évaluation monétaire des actifs environnementaux et de l'élargissement de leur valeur économique, c'est une vision particulière de la gestion environnementale qui s'impose: celle où les ressources sont assimilées à des biens de marché et où leur bonne utilisation est garantie par leur intégration aux mécanismes d'échanges marchands. Loin de n'être qu'une aide objective à la décision, le recours à l'évaluation économique de l'environnement tend à structurer la prise de décision, au sens où elle restreint les solutions envisageables à une extension de la marchandisation du milieu (O'Connor, 1996). La gestion de l'environnement prend alors deux significations: « soit la soumission effective d'une réalité à une régulation par le marché, ou par des instruments ou incitations formellement marchands [...]; soit la détermination des décisions à prendre, en particulier dans le domaine de l'action publique, en fonction d'un calcul économique cherchant à mettre en évidence une forme ou une autre d'optimum collectif » (Godard, 1989 : 333). Selon cette conception du processus de décision, la démarche d'évaluation économique précède et guide la décision sur des bases monétaires. Une des difficultés majeures de cette approche est la réduction des représentations de l'environnement à une norme monétaire. Or, si l'on admet la multiplicité et la légitimité des valeurs liées aux ressources environnementales, le recours à la seule analyse économique se trouve disqualifié.

Une des forces incontestables du travail de Boltanski et Thévenot (1991) est de mettre au jour, et sur le même plan, les différents principes moraux portés par les personnes. Concernant notre travail sur l'évaluation monétaire de l'environnement, l'objet n'est donc pas d'opposer un principe à un autre, d'utiliser une ressource de justification pour critiquer l'évaluation monétaire, mais de montrer que c'est justement parce que toutes ces sources de justification existent que l'exercice de monétarisation, qui consiste à réduire l'objet évalué à une marchandise et donc à la sphère marchande, trouve sa validité remise en question. Même dans un cadre strictement

économique, fonder une décision qui engage un bien à caractère collectif sur la seule information économique ne semble pas toujours répondre à l'objectif d'optimalité d'un point de vue de bien-être collectif. À titre d'exemple, on peut reprendre l'exemple de la gestion de l'eau potable par la ville de New York que nous avons déjà cité dans notre étude concernant l'évaluation du service de purification de l'eau. Nous savons que cette gestion est basée sur des incitations financières adressées aux producteurs forestiers et agricoles en contrepartie de l'application de bonnes pratiques garantissant une bonne qualité de l'eau. L'élément central de cette stratégie est le coût de traitement ; l'analyse économique a montré que la construction d'une usine de traitement coûterait beaucoup plus cher que de simplement payer les producteurs pour préserver la qualité de ce bien environnemental. Or, supposons un instant qu'une technique révolutionnaire de traitement de l'eau, beaucoup moins coûteuse et facile à mettre en place, voit le jour. D'un point de vue économique, c'est cette technique qu'il va falloir mettre en place et tout le programme d'incitations à de bonnes pratiques agricoles et sylvicoles n'aurait plus de sens puisque la qualité de l'eau ne se pose plus dans les mêmes termes qu'aujourd'hui. En suivant ce raisonnement, on peut même accepter que cette eau soit polluée si cela permet par exemple une plus grande productivité agricole par exemple.

Baser les décisions collectives sur la seule information économique paraît ainsi très réducteur. L'évaluation monétaire, en tant que véhicule d'une information économique utile à la prise de décision, demeure certes pertinente mais doit figurer parmi de nombreuses autres informations qui renseignent sur d'autres dimensions de la valeur. D'autres types d'évaluation, d'ordre qualitatif, doivent l'accompagner pour prendre en compte la multiplicité des valeurs des actifs naturels et celle des représentations des acteurs en place. D'autant plus que « la forme de cette contribution [de l'évaluation monétaire] dépend du processus social dans lequel elle s'inscrit »

(Costanza et Folke, 1996) puisque l'évaluation monétaire elle-même est contingente au contexte dans lequel elle se déroule, la valeur intrinsèque de l'environnement étant insaisissable (Laurans, 2002). Donc, loin de rejeter complètement l'intérêt de l'évaluation monétaire, toute la question est de savoir quelle place accorder aux analyses économiques pour guider l'élaboration d'une gestion viable des ressources.

Ainsi, si l'on admet l'intérêt de l'évaluation monétaire de l'environnement, et en dehors de toute considération philosophique, on peut conclure qu'au-delà de la rigueur scientifique à accorder à l'exercice d'évaluation des actifs naturels, une deuxième condition de validité doit être vérifiée pour garantir l'utilité et la qualité des évaluations environnementales: celle d'être appropriées par les acteurs de la prise de décision (O'Connor, 1997).

L'évaluation économique environnementale paraît d'autant plus acceptable qu'elle intègre certains arguments principaux des logiques d'acteurs et contribue à élaborer un compromis entre des ordres de justification différents. Au-delà, il ne peut y avoir d'évaluation économique valide sans prendre en compte la réalité sociale dans laquelle elle s'applique: les usages divers de l'environnement ne peuvent pas être appréhendés que par la seule dimension économique, notamment quand l'objectif est le développement viable à long terme (Redclift, 1993). Or, l'approche économique permet peu d'aborder les dynamiques sociales sous-jacentes à ces pratiques: « bien des naturalistes, se livrant à des mesures de quantités, voire de prix, semblent convaincus qu'ils observent directement la réalité. Celle-ci, faite de relations sociales, n'est pas directement accessible, encore moins mesurable directement. Les mesures de quantités et de prix ne sont interprétables qu'au regard de l'organisation sociale » (Weber, 1996 : 13).

Au final, il apparaît intéressant de raisonner non plus seulement en termes d'alternative, mais de considérer la possibilité de penser l'évaluation monétaire du point de vue de la complexité en associant notamment à la fois processus personnalisé de révélation de la valeur quantitative de l'information et processus délibératif de révélation des formes qualitatives de l'information. Parmi les processus délibératifs disponibles, le « jury de citoyens⁵¹ » est considéré comme une alternative à la méthode d'évaluation contingente (Jacobs, 1997). Il semble présenter toutes les qualités nécessaires à la dimension publique des ressources environnementales. Le jury de citoyens est une démarche consistant à rassembler un petit groupe d'individus afin qu'ils débattent sur un problème environnemental particulier. L'issue des débats donne lieu à des recommandations écrites. Selon Jacobs (1997), ce genre de démarche a déjà été employé aux États-Unis, en Allemagne et en Espagne. Cet auteur a également écrit en collaboration avec Aldred un rapport concernant l'expérience menée en Grande-Bretagne à propos de la préservation des zones humides dans la région de l'*East Anglia*, dont nous reproduirons ici les principales conclusions (Aldred et Jacobs, 1997).

Ce jury de citoyens institué en juillet 1997, était composé de 16 personnes issues de la région concernée et des régions avoisinantes. Il s'agissait d'évaluer les différentes possibilités disponibles permettant d'encourager la réhabilitation de zones humides dans la zone des *Fens*. Ce jury était encadré par un comité consultatif constitué d'acteurs ayant un intérêt dans la question. Certains membres du comité ont également collaboré dans les dernières années à un programme

⁵¹ Une première application de ce mécanisme vient de voir le jour au Québec. En effet, le Directeur général des élections du Québec a confié à l'Institut du Nouveau Monde (INM) le mandat de coordonner l'organisation d'une activité à caractère citoyen portant sur le thème du financement des partis politiques par les compagnies ou de tout autre regroupement. Pour y arriver, l'INM réunira un jury de citoyens qui sera appelé à écouter des témoins experts sur la question et qui rendra ensuite un verdict afin d'apporter au DGEQ un éclairage citoyen sur le sujet. Le jury citoyen se tiendra en janvier 2010 et réunira 3400 citoyens du Québec sélectionnés au hasard.

intitulé « *Wet Fens for the Future* » qui a permis de formuler des propositions destinées à favoriser la réhabilitation des zones humides dans la région. L'ensemble des membres du comité s'est engagé à prendre au sérieux les recommandations du jury. Celles-ci ne sont toutefois pas contraignantes. La question générale posée aux membres du jury était : « *Quelle priorité, le cas échéant, devrait être donnée à la création de zones humides dans les Fens ?* ». Les conséquences attendues de la mise en œuvre du processus délibératif se sont effectivement réalisées. La démarche s'est en effet traduite par une augmentation du nombre de choix, à travers d'une part la transformation du contenu des solutions originelles, et d'autre part l'apparition d'une option inédite. Il paraîtrait également que ce processus ait contribué à la formation d'une confiance mutuelle entre les pouvoirs publics et la population. Ainsi, « *non seulement les participants au jury étaient eux-mêmes convaincus de la valeur de leurs débats et recommandations, mais les hommes politiques locaux (conseillers) devinrent aussi convaincus de la valeur de l'exercice.* » (O'Connor et al., 1999 : 63). La réussite du processus tant au niveau procédural que du résultat, réside sans doute dans le fait que le jury de citoyens ait été incorporé au processus de prise de décision déjà entamé. En effet, les groupes d'intérêt ont collaboré intensément à la spécification et à la mise en œuvre du programme.

Par conséquent, les résultats de l'expérience fournissent un exemple concret des principaux effets attendus d'un processus délibératif. Il convient donc de tirer profit des aptitudes délibératives des membres de la société. En effet, la confrontation de leur position initiale peut provoquer leur dépassement et mener à des décisions réellement innovantes. Cet exemple donne un aperçu des conséquences et des avantages d'une procédure délibérative, mais il nous paraît pertinent de poursuivre cette analyse en nous intéressant à la question du choix de la méthode : évaluation contingente ou démarche délibérative.

Contrairement à la méthode d'évaluation contingente qui conduit l'individu à se comporter comme un consommateur, la démarche délibérative tel que le jury de citoyens, permet l'expression de motivations citoyennes. Mais il faut bien garder à l'esprit que toutes ces démarches ne sont pas théoriquement neutres. Ainsi, selon Jacobs (1997), le choix d'une méthode comme la démarche délibérative, plutôt qu'une autre va dépendre d'un jugement sur le comportement des agents face à la question environnementale. Ce choix est considéré comme celui de la société, qui va être fonction des valeurs que les décideurs publics et les autres acteurs souhaitent voir émerger, et donc du type d'information qu'ils désirent voir apparaître. La question de la dichotomie entre le comportement de consommateur et celui de citoyen est d'une importance cruciale à ce niveau.

Comme nous l'avons déjà vu, Sagoff (1988) a développé cette conception en montrant que les problèmes environnementaux vont favoriser l'expression de motivations citoyennes, ce qui permet de légitimer l'approche délibérative. Mais ce point de vue apparaît insuffisant pour rejeter le recours à la méthode d'évaluation contingente. En effet, il semble vraisemblable que les agents agissent le plus souvent à la fois comme des citoyens et comme des consommateurs. L'importance de la suprématie de l'une des deux catégories de motivations (personnelles et citoyennes) sera fonction des spécificités de la situation et de la ressource considérée. Ce résultat reste dépendant d'éléments fortement aléatoires. Afin de compléter cette analyse, il convient d'examiner les résultats des différentes études empiriques réalisées de manière à estimer le degré de légitimité que les personnes interrogées lors d'une évaluation contingente attribuent à l'évaluation monétaire ainsi que l'interprétation qu'ils font de la réponse donnée à la question de révélation de la valeur.

Les travaux empiriques concernant l'opposition entre les adeptes de l'évaluation contingente et les partisans de l'approche délibérative sont relativement peu nombreux. Nous avons sélectionné deux études caractéristiques sur lesquels nous allons nous baser. Chacune d'entre elles tente de déterminer le degré de légitimité des valeurs monétaires obtenues grâce à la MEC, et plus généralement, de la méthode d'évaluation monétaire, en associant ex post les personnes interrogées à l'examen de leurs réponses.

Pour leur étude, Vадnjal et O'Connor (1994) sont partis du constat que la plupart des évaluations contingentes comprenaient un nombre important de réponses de protestation, de zéros et de réponses extrêmes. Ils ont donc tenté d'apprécier l'adéquation des hypothèses néoclassiques retenues dans la MEC pour rendre compte de l'interprétation que les personnes interrogées font des questions relatives à la révélation de la valeur. Dans une première étape, ils ont recueilli auprès d'un échantillon (250 répondants) de la population d'*Auckland* en Nouvelle-Zélande leur consentement à payer pour empêcher « l'artificialisation » de l'*Île de Rangitoto*. Puis dans un second temps, les participants ont répondu à une enquête qualitative approfondie. Les résultats ont été les suivants :

- 185 individus ont affirmé que la monnaie ne représentait pas une mesure adaptée de la valeur qu'ils attribuaient à la protection du site dans son état naturel;
- 151 ont fourni des réponses peu fidèles à l'interprétation habituelle que l'on peut faire du CAP : en résumé, le sujet de l'évaluation représente un symbole pour eux et le protéger est un principe ; il appartient à tout le monde. Dans cette population, les agents ayant exprimé un CAP positif l'envisagent comme une déclaration adressée aux autorités publiques.

En définitive, l'interprétation que les personnes interrogées font de leur CAP serait très éloignée des comportements que l'on attend d'eux si l'on se réfère aux hypothèses fondant la méthode d'évaluation contingente; les CAP ne reflètent pas une variation de leur bien-être.

L'autre étude est celle de Brouwer et al. (1999) qui tend à estimer l'opinion des personnes interrogées sur la MEC, le sens de leur évaluation monétaire ainsi que l'intérêt de cette forme de participation au processus de décision et leurs préférences quant au mode de participation. Les auteurs ont cherché à estimer la légitimité de la MEC à l'aide d'une démarche délibérative. Dans une première étape, une évaluation contingente a été réalisée auprès des visiteurs présents dans une zone touristique qui fait l'objet d'une réglementation particulière au titre de parc naturel. Les visiteurs (2100) sont interrogés sur leur CAP pour un programme de protection du site face aux inondations salines. Dans une deuxième étape, de petits groupes de citoyens (7 « *focus groups* » de 6 à 9 personnes) ont été constitués. Les résultats issus de l'examen de ces débats apportent une certaine validité à la MEC :

- 5 groupes sur 7 ont estimé non seulement que l'approche était pertinente mais aussi que les CAP formulés étaient suffisamment significatifs pour fournir une information aux décideurs;
- un constat crucial se dégage également : la majorité des groupes n'a pas désiré rectifier le montant du CAP formulé lors de l'enquête à l'issue des débats ;
- 75 % des personnes interrogées ont certifié qu'ils n'avaient pas rencontré de difficultés majeures quant au principe de l'expression monétaire de leurs opinions et de leurs sentiments;
- dans 5 groupes, une majorité a considéré que l'enquête individuelle est un processus de participation du public tout aussi adapté que la délibération.

Les résultats de cette dernière enquête s'opposent à ceux de la première. Ces divergences reposent en partie sur des facteurs propres à la méthode, aux situations et à l'objet de chacune d'entre elles. Il s'avère donc difficile, voire impossible, de se prononcer de manière formelle sur la question du choix entre MEC et approche délibérative. Pour ce faire, il conviendrait de comparer des études présentant des similitudes quant au bien à évaluer, à la construction et à l'administration du questionnaire contingent, à la méthode qualitative post-enquête employée, etc.

Mais, nous croyons qu'au lieu de voir entre ces approches une certaine opposition, il serait plus judicieux de les apprécier comme des démarches complémentaires. Puisqu'il semble pertinent de considérer l'emploi d'une évaluation contingente du point de vue de la « complexité » (O'Connor, 1998). Dans ce contexte, l'usage simultané des approches délibératives et de l'évaluation contingente poursuivrait deux objectifs majeurs : apporter une compréhension supérieure de la procédure utilisée par les répondants à une enquête contingente et améliorer le processus décisionnel par la prise en compte des dimensions non quantitatives de la valeur. Cette approche mutli-disciplinaire pourrait ainsi contribuer à une meilleure insertion de l'évaluation monétaire dans le processus de décision. À ce niveau, l'évaluation monétaire peut fournir un cadre pour la discussion qui peut faire émerger des solutions inédites et faire prendre conscience à tous les acteurs des enjeux du débat.

CONCLUSION GÉNÉRALE

« Je m'étais promis de poser la question de savoir si les diverses complications des concepts traditionnels qui ont été proposés avaient une structure commune. La réponse ne fait pas de doute: elles ont toutes une même origine: l'incroyable complexité de la nature humaine que la théorie économique a eu de bonnes raisons de négliger jusqu'à maintenant mais qu'il faut réintroduire petit à petit si l'on veut que les résultats de cette théorie gagnent en réalisme ».

Hirschman, 1986 : 107.

Même si à l'heure actuelle, la plupart des systèmes de PSE sont encore au stade expérimental ou de l'essai, il est à espérer que les nouvelles réalités de l'environnement économique mondial en favorisent la multiplication et la consolidation. Nous pensons que plusieurs raisons poussent à entrevoir cette possibilité. Au niveau international d'abord, une déclaration interinstitutionnelle du système des Nations Unies prône « l'économie verte [comme] une mutation pour faire face aux crises multiples» (Nations Unies, 2009). Pour la vingtaine d'organismes onusiens impliqués dans cette déclaration, la réponse aux deux crises, financière et climatique, tient dans le développement d'une économie verte dont la pierre angulaire serait la promotion des énergies renouvelables. Cela fait écho aux multiples appels de plusieurs chefs d'États, à l'instar du président français Sarkozy, pour un nouvel ordre économique mondial dont la mise en place serait fortement favorisée par la crise actuelle. Ensuite, plusieurs expériences démontrent que les acteurs régionaux se positionnent déjà pour ne pas rester en marge de cette nouvelle approche de développement. L'utilisation de la biomasse comme source d'énergie est déjà répandue en Europe en raison principalement du prix élevé des produits pétroliers comparativement à l'Amérique du Nord et d'une politique européenne en faveur des énergies renouvelables est ambitieuse : un objectif d'au moins 20 % dans la fourniture d'énergie primaire en 2020 est même en discussion au Parlement européen⁵². Ces nouvelles pratiques commencent à intéresser les organismes de développement au Bas-Saint-Laurent. Ainsi, la coopérative du Haut Plant vert de Lac-des-Aigles dans le Témiscouata souhaite maintenant construire une usine pour transformer une plante appelée *panic érigé*, une plante vivace de 2 mètres de hauteur, en granules combustibles. Le projet est évalué à 3 millions de dollars et pourrait créer une quinzaine d'emplois. La production de cette usine serait écoulee auprès des acériculteurs de la région. L'utilisation de ces granules coûterait 40 % moins cher que le mazout. Le Témiscouata compte

⁵² http://europa.eu.int/comm/energy/intelligent/index_en.html.

quelque 120 entreprises acéricoles qui exploitent en moyenne 35 000 à 40 000 entailles⁵³. Tout récemment, sous la coordination de la Coopérative de développement régional (CDR) Bas-Saint-Laurent/Côte-Nord, un groupe de coopératives et de représentants du Groupe de travail sur les milieux ruraux comme producteur d'énergie a participé, du 5 au 13 décembre 2009 à une mission en France. En participant au Salon international *Énergaïa* regroupant plus de 250 exposants du domaine des énergies renouvelables, avec pour thème « Les énergies renouvelables : source de développement des territoires et collectivités »⁵⁴. Dans le même ordre d'idées, la Fédération de l'Union des producteurs agricoles du Bas-Saint-Laurent a organisé le 16 décembre 2009 une journée d'information intitulée « Ma ferme : source d'énergie » durant laquelle plusieurs conférenciers ont partagé leurs savoirs relativement à la production d'énergie à la ferme qui peut contribuer à réduire les coûts d'exploitation et même générer des revenus d'appoint aux entreprises agricoles⁵⁵.

Cependant, pour mettre en place ces « nouveaux marchés », il faut se prémunir de certaines dérives de la monétisation des services environnementaux déjà soulignées dans ce travail. D'où la nécessité de questionner le rôle et les limites de l'évaluation monétaire dans le cadre d'une gestion locale viable des ressources naturelles. C'est l'objet de notre thèse. Nous sommes partis du constat selon lequel les nouvelles fonctions productives attribuées aux services environnementaux peuvent représenter d'importants leviers de développement pour les territoires locaux et régionaux. La valorisation de ces services, en permettant d'utiliser les actifs naturels autrement que sous la forme de stocks de ressources naturelles à exploiter, présente ainsi

⁵³ <http://www.radio-canada.ca/regions/est-quebec/2009/11/04/001-panic-erige.shtml> (Consulté le 21 décembre 2009).

⁵⁴ <http://www.bas-saint-laurent.org/texte.asp?id=10594> (Consulté le 21 décembre 2009).

⁵⁵ www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/.../0/DépliantColloqueenergie_100216.pdf (Consulté le 21 décembre 2009).

l'avantage de pouvoir générer de nouveaux revenus pour les régions et d'inscrire les projets de développement territorial dans le registre de la durabilité. Cependant, le développement territorial n'est pas mécaniquement porteur de développement durable. Dans un contexte d'extension de la logique marchande, le risque de voir s'installer une « marchandisation de la nature » n'étant pas exclu, la question de l'encadrement de l'évaluation monétaire de l'environnement devient primordiale. Loin de céder à un raisonnement simpliste amenant soit au rejet catégorique de l'évaluation monétaire ou, au contraire, à son acceptation tout azimut, nous avons cherché à définir un cadre dans lequel l'évaluation monétaire peut être appliquée dans la poursuite d'une gestion viable des actifs naturels. Il fallait donc commencer par prendre position sur les liens qui peuvent réunir développement régional, développement durable et évaluation monétaire.

C'est ce dernier point qui a fait l'objet de la première partie de notre thèse. Celle-ci avait comme principal objectif de rendre compte d'une lecture originale des liens entre les trois concepts précités. Dans un premier temps, nous avons cherché à mettre l'accent sur l'évolution théorique du concept de développement régional, passant d'une logique fonctionnelle à une logique territoriale, ramenant ainsi la dimension humaine et sociale dans les processus de développement. Cette prise en compte des dynamiques sociales à la base incite à voir une certaine cohérence avec les principes du développement durable.

Dans un second temps, après avoir plongé dans l'histoire de l'avènement du concept de développement durable et celle de la prise en compte de l'environnement par la science économique, nous avons pu démontrer que ce dernier peut être perçu comme un compromis largement en faveur de l'approche néoclassique de la soutenabilité. Le point important est alors de mettre de l'avant le fait que la contrainte environnementale est considérée, selon cette logique,

comme faisant partie du système économique lui-même et conséquemment que les problèmes environnementaux peuvent être résolus par l'extension de la logique marchande aux biens et services environnementaux. Cette lecture pourrait expliquer l'engouement actuel pour l'évaluation monétaire de l'environnement. Le fondement de cette dernière ainsi que ses différentes techniques sont rappelés dans un troisième temps.

Avec l'exemple de trois services environnementaux liés à la forêt privée du Bas-Saint-Laurent, à savoir la séquestration de carbone, la purification de l'eau et les services récréatifs, nous avons pu mettre en évidence l'intérêt que peut représenter l'évaluation monétaire en tant qu'étude de marché. En effet, en tant qu'outil pouvant permettre de dégager les potentialités liées à la valorisation des services environnementaux, l'évaluation monétaire est capable d'élargir la valeur économique des actifs naturels et ainsi permettre une meilleure connaissance des valeurs de nos ressources naturelles. Il devient ainsi possible de cibler les services pouvant représenter d'importants leviers de développement. Cependant, les résultats de notre exercice d'évaluation montrent qu'il est plus facile et moins fragile de recourir à des évaluations de services pour lesquels il existe déjà un marché. L'exemple de la séquestration de carbone l'illustre amplement. C'est qu'en présence d'un marché existant, l'évaluation se limite à une estimation du potentiel physique de l'offre du service; les tonnes de carbone séquestré dans notre exemple. Les choses se compliquent par contre dans un contexte marqué par l'absence de tels marchés : le recours à des techniques basées sur les révélations individuelles de la valeur est souvent la seule option qui se présente. Dans notre cas, cette situation concerne les services récréatifs dont la valeur a été estimée par le recours à la méthode d'évaluation contingente. Certes, son avantage réside effectivement dans le fait qu'elle soit souvent la seule technique capable d'estimer la valeur d'un service environnemental, mais les nombreux biais qu'elle présente incitent à sa remise en cause.

La troisième et dernière partie de la thèse montre que les exercices d'évaluation monétaire des services environnementaux perçus comme une étape préalable au processus de valorisation des services environnementaux trouvent toute leur légitimité dans le contexte de développement territorial. Il s'agit effectivement d'une étape cruciale dans la mise en oeuvre des nouveaux marchés appelés « paiement pour services environnementaux ». Cependant, cette légitimité semble remise en cause dès qu'il est question de fonder une prise de décision collective et de prendre ainsi en compte la pluralité des valeurs liées aux actifs naturels.

La nature est une de ces sphères dans lesquelles s'exerçaient peu, jusqu'à présent, les mécanismes de régulation marchande. De fait, la plupart des biens naturels n'ont pas de prix et ce serait, d'après les économistes néoclassiques, la cause de la destruction sans considération que subissent les milieux naturels depuis plusieurs décennies. La solution serait, selon ces mêmes auteurs, de donner un prix et de créer un marché pour ces biens. Cette solution, loin d'être anodine, signifie une profonde transformation des liens entre les hommes et leur milieu. Elle signifie, en fait, l'abolition de ces liens afin que les biens naturels soient transformés en marchandises. Dans notre perspective, qui est d'apprécier la pertinence des méthodes d'évaluation de l'environnement, on doit surtout s'interroger sur la validité de poser des questions supposant l'absence de ces liens à des individus pour qui ils sont encore bien présents. Dit autrement, peut-on demander, par l'intermédiaire d'une question de consentement à payer, à un individu entretenant un lien étroit à son milieu de traiter ce milieu comme une marchandise, c'est-à-dire de nier ce lien ? La question n'est pas que morale, elle soulève un grave problème de validité scientifique de la démarche car cela signifie finalement que poser une question d'évaluation de la nature à un individu peut revenir à poser une question à laquelle la personne interrogée ne peut pas répondre.

L'expression de l'information sous forme monétaire sous-tend l'hypothèse selon laquelle tous les motifs constitutifs des valeurs de non-usage sont équivalents à des variations de bien-être. Or, cette condition n'est plus valable en présence de motivations d'ordre moral. Ce qui signifie qu'elles ne peuvent être exprimées sous la forme d'un consentement à payer. Les services environnementaux, de par leur nature collective, génèrent cette forme de comportements; les résultats de notre enquête en fournissent quelques preuves.

Ce raisonnement nous a conduit à reconsidérer l'aptitude de l'évaluation contingente à témoigner des motivations citoyennes et à lui opposer, dans un premier temps, une approche délibérative de construction des valeurs. Mais, après un examen des travaux qui se sont intéressés à la dichotomie des approches d'évaluation, nous proposons une solution qui envisage le problème en termes de complémentarité. L'usage combiné de la méthode d'évaluation contingente et de l'approche délibérative pourrait garantir une prise en compte plus large de la valeur et une meilleure compréhension de ses différentes dimensions. Seul le débat public peut capturer la diversité des représentations et des valeurs. C'est probablement à cette condition que la méthode d'évaluation contingente gagnera en efficacité pratique.

Il n'y a pas lieu pour autant de se priver des évaluations monétaires. Parmi l'ensemble des informations nécessaires à la prise de décision, les données économiques ont manifestement une utilité même si la robustesse des résultats de l'évaluation monétaire fait encore défaut (en attendant des améliorations des techniques d'évaluation). Au minimum, l'évaluation monétaire peut fournir un cadre pour la discussion qui peut faire émerger des solutions inédites. *In fine*, ce qui compte à ce niveau, ce n'est pas le résultat de l'évaluation monétaire, mais le processus de l'exécution qui implique un aller-retour permanent entre évaluateur, décideur et acteurs impliqués pour notamment fixer les hypothèses de départ et se mettre d'accord sur l'objectif à atteindre

(Cohen De Lara et Dron, 1997). Contrairement à une idée largement répandue, la décision politique n'est pas toujours motivée uniquement par les arguments économiques. Aux Pays-Bas par exemple, le Parlement a fait réaliser une ACA pour la mise en œuvre de la Directive cadre sur l'eau. L'étude a montré que les coûts étaient supérieurs aux avantages. Le Parlement avait alors le choix de revoir le programme de mesures prévu et de demander des dérogations pour en diminuer le coût. Le Parlement a tout de même fait le choix de ne pas modifier les objectifs fixés et d'appliquer le programme en l'état, en estimant que l'argument éthique devait l'emporter sur l'argument économique (Colon, 2009). Toute la question est de savoir quelle place accorder aux analyses économiques pour guider l'élaboration d'une décision concernant la gestion viable des ressources. Dans une démarche centrée sur les interactions entre acteurs, comme le signale Bürgermeier (1994: 94), « il est illusoire de vouloir déterminer l'importance relative des différents mécanismes de décision collective. La question n'est pas de savoir si le marché doit être préféré à d'autres mécanismes de décision collective, mais de trouver des mesures qui jouissent d'une acceptation élevée ». L'évaluation économique environnementale paraît d'autant plus acceptable qu'elle intègre certains arguments principaux des logiques d'acteurs et contribue à élaborer un compromis entre des ordres de justification différents (Godard, 1990) puisque les usages divers de l'environnement ne peuvent pas être appréhendés que par la seule dimension économique, notamment quand l'objectif est le développement viable à long terme (Redclift, 1993).

Face à la complexité de la question touchant à l'évaluation monétaire des services environnementaux, l'apport de cette thèse reste bien évidemment partiel. En plus des limites propres à chacune des évaluations dont nous avons relevées les dimensions à l'occasion de la

discussion des résultats, des limites plus générales sont à mentionner dans le but de susciter de nouvelles perspectives de travail.

Tout d'abord, si notre choix de traiter de plusieurs services environnementaux répondait au désir de se faire une première idée des tendances d'ensemble et de susciter le débat sur les enjeux relatifs à l'élargissement de la valeur économique des forêts, les difficultés liées au caractère pluridisciplinaire des méthodes et théories mises en œuvre dans le cadre de notre travail nous amène à reconsidérer notre choix de départ. Peut-être aurait-il mieux fallu se concentrer sur un seul exemple et gagner en termes de robustesse et du cadre théorique et des études d'évaluation.

Ensuite, il aurait été intéressant de compléter notre propre exercice d'évaluation par un processus délibératif puisqu'il s'agit de l'une des principales conclusions de ce travail. Nous croyons que cette façon de faire est à même de permettre une meilleure appréhension des services environnementaux et d'éclairer les conditions préalables de leur intégration dans la décision collective. Une meilleure prise en compte de leur dimension collective nécessite en effet une évolution vers des formes de gestion où participation, évaluation économique et décision seront davantage associées.

Ensuite, notre désir d'inscrire ce travail dans le registre de l'interdisciplinarité nous a certainement valu une certaine fragilité au niveau de la construction méthodologique, d'autant plus que le sujet lui-même nécessite, de par sa nouveauté et la robustesse des concepts qu'il engage, un travail de recherche qui dépasse le cadre limité de cette thèse.

BIBLIOGRAPHIE

ABRAHAM-FROIS, G. 1988. **Économie politique**. Economica, Paris, 4^{ème} édition, 651 p.

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*, Vol. 46, No. 3, p. 419-443.

AGLIETTA, M. et A. ORLEAN. 2002. *La monnaie entre violence et confiance*. Odile Jacob, 378 p.

ALBAN, D.-H. et D.-A. PERALA. 1992. « *Carbon storage in Lake States aspen ecosystems* ». *Canadian Journal of Forest Research*, No. 22, p. 1107-1110.

ALDRED, J. et M. JACOBS. 1997. **Citizens and wetlands : what priority, if any, should be given to the creation of wetlands in the Fens ?** *Report of the Ely citizen's jury*. CESC Lancaster University, Lancaster, 40 p.

AMIRNEJAD, H. et al. 2006. « *Estimating the existence value of north forests of Iran by using a contingent valuation method* ». *Ecological Economics*, Vol. 58, No. 4, p. 665-675.

ANTOINE, S., BARRERE, M. et G. VERBRUGGE. 1994. **La planète Terre entre nos mains ; guide pour la mise en oeuvre des engagements du Sommet planète Terre**. Documentation française, p. 14.

APPS, M.J. et D.-T. PRICE. 1996. « *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle* ». *NATO ASI Series 1: Global Environmental Change*, Springer, Vol. I 40, p. 1-17.

ATLAS BSL. 2000. Localisation du territoire du Bas-Saint-Laurent. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Canada.

AUCLAIR, S. et J.-G. VAILLANCOURT. 1992. « Le développement durable : du concept à l'application » dans J.- A. PRADES et al. **Gestion de l'environnement, éthique et société**. Montréal, Fides, p. 251-281.

AYDALOT, P. 1986. « L'aptitude des milieux locaux à promouvoir l'innovation » dans J. Federwisch et H. G. Zoller (dir.). **Technologie nouvelle et ruptures régionales**. Paris, Ed. Economica, p. 41-58.

AYDALOT, P. 1985. **Économie régionale et urbaine**. Paris: Économica, 487 p.

BANQUE MONDIALE. 1992. *Rapport annuel sur le développement dans le monde : Le développement et l'environnement*. Washington: Oxford University Press, 270 p.

BARDE, J.-P. 1991. *Économie et politique de l'environnement*. Presses Universitaires de France, Paris, 383 p.

BAVEYE, J. et MASSINON, N. 2008. **La valeur économique totale des forêts belges: Une première approche**. Bulletin de documentation, Service Public Fédéral, Belgique, 68^{ème} année, No. 3, p. 183-221.

BEAUD, M. 1987. **Histoire du capitalisme de 1500 à nos jours**. Seuil, Paris, 3^{ème} édition, 374 p.

BECKERMAN, W. 1992. « Economic Growth and the Environment : whose Growth ? Whose Environment ? ». **World Development**, vol. 20, No. 4, p. 481-496.

BELVISI, J. 2005. **Portrait des pertes de superficies forestières en Montérégie entre 1999 et 2004**. Rapport, Géomont : Agence géomatique montréalaise. Saint-Hyacinthe, Québec. 28 p.

BENEDETTI, C. et J. CARTELIER. 1980. **Marchands, salariat et capitalistes**. Grenoble et Paris, PUG et Maspero.

BENKO, G. et A. LIPIETZ. 1992. *Les régions qui gagnent. Districts et réseaux : les nouveaux paradigmes de la géographie économique*. PUF, Paris, 424 p.

BENOIT, M. et PAPY, F. 1997. « Pratiques agricoles sur le territoire et qualité de l'eau alimentant un captage ». INRA : L'eau dans l'espace rural, p. 323-338.

BENTHAM, J. 1989 (1782). « *Le calcul des plaisirs et des peines* ». **Revue du MAUSS**, No. 5, p. 69-75.

BIRDSEY, R.A. et L.-S. HEATH. 1995. « *Carbon changes in US forests* » dans L.-A. Joyce (Ed.) *Productivity of America's Forests and Climate Change*. General Technical Report RM-271. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Ft. Collins, CO, 70 p.

BISHOP, R.-C. et T.-A. HEBERLEIN. 1979. « *Measuring values of extramarket goods : are indirect measures biased ?* ». *American Journal of Agricultural Economics*, No. 61, p. 926-930.

BLAMEY, R.-K. 1996. « *Citizens, consumers and contingent valuation : clarification and the expression of citizen values and issue-opinion* ». *Forestry, Economics and the Environment*, Wallingford, CAB International, p. 103-133

BLAUG, M. 1986. **La pensée économique, origine et développement**. *Economica*, (4^{ème} éd.), 891 p.

BOHM, P. et C. HENRY. 1979. « *Cost-Benefit Analysis and Environmental Effects* ». *Ambio*, Vol. 8, No.1, p.18-24.

BOISVERT, V. et F.-D. VIVIEN. 2006. « Le développement durable : une histoire de controverses économiques » dans C. Aubertin. et F.-D. Vivien. (eds.) **Le Développement**

durable. Enjeux politiques, économiques et sociaux. *Etudes documentaires de la Documentation Française*, p. 15-48.

BOLTANSKI, L. 2002. « Nécessité et justification ». *Revue économique*, vol. 53, No. 2, p. 275-289.

BOLTANSKI, L. ET L. THEVENOT. 1991. **De la justification. Les économies de la grandeur.** Gallimard, Collection Les Essais-NRF, Paris, 483 p.

BONNIEUX, F. et B. DESAIGUES. 1998. **Économie et politiques de l'environnement.** Dalloz, Paris, 328 p.

BOURGAULT, D. 1999. *Circulation and Mixing in the St-Lawrence Estuary.* Thèse de doctorat, Department of Atmospheric and Oceanic Sciences and Centre for Climate and Global Change Research. McGill University, Montréal. 127 p.

BOURQUE, A. 2005. **Changements climatiques et incidences sur le Québec.** Conférence prononcée lors du colloque sur la mise en application du Protocole de Kyoto, Centre de Développement de la Recherche Internationale du CERIUM. Montréal, 27 octobre 2005.

BOUTILLIER, S. 2003. « Les économistes et l'écologie, enseignements historiques ». *INNOVATIONS*. Vol.2, n° 18, p. 139- 165.

BRODHAG, C. 1990. **Objectif Terre : Les Verts : de l'écologie à la politique.** Ed. du Félin, Paris, 320 p.

BROUWER, R. et al. 1999. « *Public attitudes to contingent valuation and public consultation* ». *Environmental Values*, No.8, p. 325-347.

BROWN, T.-C., P.-A. CHAMP. et al. 1996. « *Which response format reveals the truth about donations to a public good ?* ». *Land Economics*, Vol. 72, No. 2, p. 152-166.

BRUNETTE, V. 2007. **Paiements pour services environnementaux**. Conférence tenue à l'Université Laval, Québec, février 2007.

BÜRGENMEIER, B. 1994. **La socio-économie**. Economica, Paris, 110 p.

CAMPAGNA, M. 1996. **Le cycle du carbone et la forêt : de la photosynthèse aux produits forestiers**. Rapport, Direction de l'environnement forestier, Service de l'évaluation environnementale, Québec, 56 p.

CCNUCC. 2006. **Rapport sur les données présentées dans les inventaires nationaux de gaz à effet de serre des Parties visées à l'annexe I de la Convention pour la période 1990-2004**. Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques, Octobre 2006.

CCNUCC. 1998. **Protocole de Kyoto**. Convention-Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques, Nations-Unies, 24 p.

CHABOUD, C.; FROGER, G. et P. MÉRAL. 2007. **Madagascar face aux enjeux du développement durable : des politiques environnementales à l'action collective locale**. Paris : Karthala, 307 p.

CIFQ (Conseil de l'industrie forestière du Québec). 2008. **Accéder au marché du carbone: Occasions d'affaires pour les entreprises québécoises**. Formation sur le marché de carbone et sur les possibilités de création de crédits de GES s'adressant aux promoteurs de projets québécois, Montréal, 4 juin 2008.

CLARKE, C. 2005. *Inside the Bottle : An Exposé of the Bottled Water Industry*. Institut Polaris, Ottawa, 216 p.

CLAWSON, M. et J. KNETSCH. 1966. *Economics of outdoor recreation*. The Johns Hopkins Press, Baltimore, 348 p.

COHEN DE LARA, M. et D. DRON. 1997. **Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques**. Rapport au ministre de l'environnement, la Documentation française, Collection des rapports officiels, Paris, 415 p.

COLLADOS, C. et T.-P. DUANE. 1999. « *Natural capital and quality of life : a model for evaluating the sustainability of alternative regional development paths* ». *Ecological economics*, vol. 30, No 3, p. 441-460.

COLOMBO, S.-J. et PARKER, W.-C. 2005. *The Effects of Forest Management on Carbon Storage in Ontario's Forests*. Climate change research report; CCRR-03. Applied Research and Development, Ontario Forest Research Institute, Ministry of Natural Resources, 126 p.

COLON, M. et al. 2009. **La place de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques dans les processus de décision**. Rapport de recherche, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, Paris, 68 p.

COLSON, V. 2006. « *La fréquentation des massifs forestiers à des fins récréatives et de détente par la population wallonne et bruxelloise* ». **Forêt wallonne**, No. 81, p. 26-38.

COMMISSION MONDIALE SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DEVELOPPEMENT (CMED). 1987. **Notre Avenir à tous**. Montréal, Ed. du Fleuve / Les Publications du Québec, 1988, 461 p.

COMMONER, B. 1969. **Quelle Terre laisserons-nous à nos enfants ?** Seuil, Paris, 207 p.

CONFERENCE DES NATIONS UNIES SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DEVELOPPEMENT (CNUED). 1993. **Action 21 : Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement**. New York, Nations Unies, 256 p.

COOPER, C.-F. 1983. « *Carbon storage in managed forests* ». *Canadian Journal of Forest Research*. No. 13, p.155–166.

CORCUFF, P. 2002. « Respect Critique ». **Sciences humaines**, numéro spécial : L'oeuvre de P. Bourdieu.

CORNES, R. et T. SANDLER. 1996. **The theory of externalities, public goods and club goods**. Cambridge University Press, New York, 590 p.

CORREA R. 2007. **Discours du président de la République de l'Équateur**. Dialogue de haut niveau sur le changement climatique de la 62^{ème} assemblée générale des Nations unies, New York, septembre 2007.

COSTANZA, R. et al. 1997. « *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital* ». *Nature*, 387, pp. 253-60.

COSTANZA, R. et C. FOLKE. 1996. « *Co-Evolving Preferences and the Valuation of Ecosystem Services* ». Colloque « **Ecologie, société, économie: Quels enjeux pour le développement durable** », Saint-Quentin en Yvelines, mai, 15 p.

COURLET, C. 2001. **Territoires et régions, Les grands oubliés du développement économique**. L'Harmattan, Paris, 133 p.

CREEDY, J. et WURZBACHER, A.-D. 2001. « *The economic value of a forested catchment with timber, water and carbon sequestration benefits* ». *Ecological Economics*, No. 38, p. 71-83.

DALES, J.-H. 1968. **Pollution property and prices. An essay in policy making and economics**. University of Toronto Press, Toronto, Canada, 120 p.

DELAUNAY, J. 1974. **Halte à la croissance ? Enquête sur le Club de Rome**. Fayard, Paris, 314 p.

DEMARD, H. 2007. **L'application du RQEP aux sources de surface protégées d'approvisionnement en eau potable**. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs.

DENAULT, P. 1997. **La théorie du patrimoine d'AUBRY & RAU : une contribution à l'édification du droit.** 65ème congrès de l'ACFAS, trois-Rivières.

DESAIGUES, B. et V. LESGARDS. 1992. « *L'évaluation contingente des actifs naturels. Un exemple d'application* ». **Revue d'Économie Politique**, Vol. 101, No. 1, p. 99-122.

DESAIGUES, B. et P. POINT. 1993. **Économie du patrimoine naturel.** Economica, Paris, 319 p.

DI MEO, G. 1996. **Les territoires du quotidien.** L'Harmattan, col. Géographie Sociale, 208 p.

DIXON, R.K. et al. 1994. « *Carbon pool and flux of global forest ecosystems* ». *Science*, No. 263, p.185–190.

DOMINIQUE, A. et B. DESAIGUES. 2000. « Le traitement des réponses égales à zéro ». **Economie et prévision**, No.143-144, avril-juin 2000, p. 227- 236.

DUBET, F. 2005. « Pour une conception dialogique de l'individu ». **EspacesTemps.net**, Textuel, juin 2005. [En ligne]. Consulté le 14 avril 2008. Url: <http://espacestemps.net/document1438.html>.

DUCHESNE, S. et J.-P. VILLENEUVE. 2003. **Estimation du coût total associé à la production de l'eau potable : cas de la Ville de Québec.** Rapport, INRS, Québec, 18 p.

DUDLEY, N. 2003. *La protection : ses autres avantages.* **Planète Conservation**, no. 1.

DUPRAZ S. 1998. **Contribution à l'élaboration d'une méthodologie de construction d'indicateurs de développement durable à usage des industries.** Thèse CIFRE, INSA-Lyon.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2007. **Rapport d'inventaire national 1990-2005 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada.** Environnement Canada, Division des gaz à effet de serre.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2006. *Rapport d'inventaire national, 1990-2004: sources et puits de gaz à effet de serre au Canada.* Environnement Canada, avril 2006, p. 4.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2004. **Normales climatiques au Canada.**

ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2006. **ArcGIS 9.2.** Redlands, California.

ESWARAN, H. VAN DEN BERG, E. et P. REICH. 1993. « *Organic carbon in soils of the world* ». **Soil Sci. Soc. Am. J.** No.57, p.192-194.

ETZIONI, A. 1988. *The moral dimension. Towards a New Economics.* Free press, New York, 314 p.

FAO, 2007. **La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture.** Rapport. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, p. 3-131.

FAO, 2000. **Relations terres-eau dans les bassins versants ruraux.** Acte de l'atelier électronique organisé par la Division de la mise en valeur des terres et des eaux de la FAO, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, 102 p.

FAUCHEUX, S. et J.-F. NOËL. 1995. **Économie des ressources naturelles et de l'environnement.** Armand Colin. Paris, 363 p.

FERRY, O. 2006. « Quels contrats pour une forêt au service de l'eau ? Quelques enseignements du projet LIFE Forests for Water ». **Revue Forestière Française**, p. 399-406.

FOLKE, C. M. HAMMER, R. COSTANZA et A.-M. JANSSON. 1994. « *Investing in Natural Capital - Why, What, and How ?* » dans A.-M. Jansson, M. Hammer, C.Folke et R.Costanza (eds.)

Investing in Natural Capital. The Ecological Economics Approach to Sustainability. Island Press, Washington, p. 1-20.

FREMONT, A. 1979. **La région, espace vécu.** Presses universitaires de France, Paris.

FRIEDMANN, J. et C. WEAVER. 1979. *Territory and Function.* Arnold Pub., Londres, 234 p.

GAGNON, C., J.-G. SIMARD, L.-N. TELLIER et S. GAGNON. 2008. « Développement territorial viable, capital social et capital environnemental : quels liens ? ». **Vertigo**, Vol. 8, No 2.

GCSI. 2000. **Le secteur de l'eau: Vulnérabilité et adaptation aux changements climatiques.** Documents de travail pour les ateliers régionaux. Rencontre organisée par l'Association canadienne des ressources hydriques- Section Québec, 53 p.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1971. *The entropy law and the economic process.* Harvard University Press, 457 p.

GHAI, D. et T. ALFTHAN. 1977. *Methodology of Basic Needs.* International Working Office. Genève, 18 p.

GIEC. 2007. *Climate Change 2007: The Scientific Basis.* Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.

GIEC. 1996. **Résumé à l'intention des décideurs – Aspects scientifiques de l'évolution du Climat.** Groupe de travail I, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

GILLY, J.-P. et A. TORRE. 2000. **Dynamiques de proximité.** L'Harmattan, Paris, 302 p.

GITZ, V. 2004. **Changement d'usage des terres et politiques climatiques globales.** Thèse de doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Paris.

GODARD, O. 2005. **Du développement régional au développement durable : tensions et articulations**. Chaire Développement durable, EDF-École Polytechnique, Cahier no 2005-016.

GODARD, O. 2001. « *Le développement durable et la recherche scientifique, ou la difficile conciliation des logiques de l'action et de la connaissance* » dans Jollivet, M. (éd) **Le développement durable, de l'utopie au concept : de nouveaux chantiers pour la recherche**, 285 p.

GODARD, O. 1994. « Le développement durable : paysage intellectuel ». **Nature-Sciences-Société**, Vol. 2, No. 4, p. 309-322.

GODARD, O. 1990. « Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité: analyse de la catégorie de patrimoine naturel ». **Revue économique**, Vol. 41, p. 215-242.

GODARD, O. 1989. « Jeux de nature: quand le débat sur l'efficacité des politiques publiques contient la question de leur légitimité » dans N. Mathieu et M. Jollivet. (ed.) **Du rural à l'environnement. La question de la nature aujourd'hui**. L'Harmattan, Paris, p. 303- 43.

GODARD, O. 1984. « Autonomie socio-économique et externalisation de l'environnement: la théorie néoclassique mise en perspective ». **Economie appliquée**, Vol. 37, No. 2, p. 315-345.

GOULET, D. 1978. « *The Challenge of Development Economics* ». **Communications and Development Review**, Vol. 2, No 1, p. 18-23.

GOUTTEBEL, J.-Y. 2001. **Stratégies de développement territorial**. Economica, 234 p.

GOUX, J.-J. 1995. « *L'utilité: équivoque et démoralisation* ». **Revue du Mauss**, 1995, n°6, p. 107-123.

GREENLEY, D.-A., R.-G. WALSH et R.-A. YOUNG. 1981. « *Option Value: Empirical Evidence from a Case Study of Recreation and Water Quality* ». **Quarterly Journal of Economics**, No. 96, p. 657-673.

- GREFFE, X. 1992. **Sociétés postindustrielles et redéveloppement**. Col. Pluriel Hachette, Paris.
- GUAY, L., DOUCET, L., BOUTHILLIER, L. et G. DEBAILLEUL (dir.) 2004. **Les enjeux et les défis du développement durable. Connaître, décider, agir**. Presses de l'Université Laval, Québec, 370 p.
- GUIGOU, J.-L. 1996. « Pour une conception positive et renouvelée de l'aménagement du territoire ». **RERU**, No. 4, p. 833-842.
- HANNON, B. 1998. « *How might nature value man ?* ». *Ecological economics*, vol. 25, No 3, p. 265-279.
- HARIPRIYA, G.-S. 2003. « *Carbon budget of the indian forest ecosystem* ». *Climatic Change*, No. 56, p. 291-319.
- HARRIBEY, J.-M. 2002. **Le développement durable est-il soutenable ?** Centre d'Économie du Développement de l'Université Montesquieu, Bordeaux IV, séries Documents de travail, No 14.
- HEGG, C. et al. 2006. **La forêt et l'eau potable: une étude bibliographique**. Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, WSL, Birmensdorf, 61 p.
- HICKS, J.-R. 1939. *Valeur et capital : enquête sur divers principes fondamentaux de la théorie économique*. Dunod (traduction française, 1981), 331 p.
- HIRSCHMAN, A. 1986. **Vers une économie politique élargie**. Editions de Minuit, Paris, 112 p.
- HOUGHTON, R. 1996. « Terrestrial sources and sinks of carbon inferred from terrestrial data ». **Tellus**, No. B 48, p. 420-432.
- JACOBS, M. 1997. « *Environmental valuation, deliberative democracy and public decision-making institutions* » dans FOSTER, J. (ed.), *Valuing nature*, London, Routledge.

JEAN, B. 2008. **Le développement territorial : une discipline scientifique émergente.** Communication, Colloque Association des sciences régionales de langue française (ASRDLF). Rimouski, Québec.

JEAN, B. 1989. « Le développement régional à l'heure du développement local: Le temps des incertitudes.». *Canadian Journal of Regional Science*, vol. XII, no 1, p. 9-25.

JESSUA, C. 1991. **Histoire de la théorie économique.** PUF, Paris, 584 p.

JOLIVET, P. 2001. « Le recyclage des déchets ménagers: une figure de citoyenneté ». **Le courrier de l'environnement**, INRA, No. 44, p. 29-40.

JOUZEL, J. et DEBROISE, A. 2004. **Le climat : jeu dangereux.** Dunod, Paris, 205 p.

KANDEL, R. et FOUQUART, Y. 1992. « Le bilan radiatif de la terre ». **La Recherche**, No 23, p. 316-324.

KRUTILLA, J.-V. 1967. « *Conservation Reconsidered* ». *American Economic Review*, Vol. 57, No. 4, p. 777-786.

KULL et al. 2006. *Operational-scale carbon budget model of the Canadian forest sector (CBM-CFS3) Version 1.0 : Users guide.* Rapport, Canadian Forest Service, 353 p.

KURZ, W.-A. et APPS, M.-J. 1995. « *An analysis of future carbon budgets of canadian boreal forests* ». *Water, Air and Soil Pollution*, No. 82, p. 321-331.

KURZ, W.A.; APPS, M.J.; WEBB, T.M. et P.-J. McNAMEE. 1992. **Le bilan du carbone du secteur des forêts du Canada: Phase I. Forêts Canada, Région du Nord-Ouest.** Centre de foresterie du Nord, Edmonton (Alberta). Rapport d'information NOR-X-326F.

LACOUR, C. 1992. « Pour une planification écologique stratégique : l'éco-aménagement des territoires ». **RERU**, No. 3, p. 477-501.

LANDELL-MILLS, N. et L. PORRAS. 2002. *How Can Markets for Environmental Services be Pro-poor ?* Londres, Forestry and Land Use Program (FLU), International Institute for Environment and Development (IIED), 185 p.

LATOUCHE, S. 1994. « Le piège du développement durable ». **Tiers-Monde**, No.137, p. 80.

LATOUR, B. 1997. **Nous n'avons jamais été modernes: essai d'anthropologie symétrique**. La Découverte, Sciences Humaines et Sociales, 206 p.

LATOUR, B. 1995. « Moderniser ou écologiser ? A la recherche de la septième cité ». **Écologie politique**, No.13, p. 5-27.

LAURANS, Y. 2002. Les négociations pour la récréation des sites littoraux : quelles dimensions économiques ? **Revue d'Écologie (la terre et la vie)**, supplément 9, pp. 19-29.

LAX, D.-A. et J.-K. SEBENIUS. 1995. **Les gestionnaires et la négociation**. Gaetan Morin, CETAI, 438 p.

LEMSSAOUI, A et P. MORIN. 2009. Évaluation de la contribution de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent à l'approvisionnement en eau potable. Rapport de recherche remis à la Chaire de recherche sur la forêt habitée de l'UQAR et au Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Canada, 28 p.

LEMSSAOUI, A. 2009a. Estimation du bilan de carbone de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Rapport de recherche remis à la Chaire de recherche sur la forêt habitée de l'UQAR et au Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Canada, 42 p.

LEMSSAOUI, A. 2009b. Évaluation des services récréatifs de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent. Rapport de recherche remis à la Chaire de recherche sur la forêt habitée de l'UQAR et au Syndicat des producteurs forestiers du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, Canada, 33 p.

LEVALLOIS, P. et al. 1998. **Enquête santé sur les usages et les représentations du Saint-Laurent, Régions de la Mauricie et du Centre-du-Québec**. Direction de la santé publique, Québec.

LIPIETZ, A. 2002. « Du développement local au développement durable ». **Territoires**, No. 431.

LIU, J. et al. 2002. « *Historic carbon budgets of Ontario's forest ecosystems* ». **Forest Ecology and Management**, No. 169, p. 103–114.

MANCEBO, F. 2006. **Le développement durable**. Collection U, Armand Collin, Paris, 272 p.

MARSHALL, A. 1890. **Principes d'Economie politique**. Édition électronique réalisée par Jean-Marie Tremblay, professeur de sociologie au Cégep de Chicoutimi, 673 p.

MAYRAND, K. et M. PAQUIN. 2004. **Le paiement pour les services environnementaux : Étude et évaluation des systèmes actuels**. Unisféra International Centre, Montréal, 67 p.

MCeX (Marché climatique de Montréal). 2009. Calendrier de négociation, [En ligne], consulté le 15 avril 2009. Url. http://www.mceg.ca/trading_tradingCalendar_fr.

McNEELY, J.-A. et al. 1990. **Conserving the World's Biological Diversity**. Banque Mondiale, Washington D.C., 193 p.

MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2000. Portrait général de l'eau au Bas-Saint-Laurent. [En ligne], consulté le 4 avril 2008. Url. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/regions/region01/index.htm>.

MEADOW, D. et al. 1972. **The Limits to Growth, A report to the Club of Rome**. New York, Potomac Associates, 312 p.

MILANESI, J. 2007. **La méthode d'évaluation contingente en question. Critique, requalification et illustration par la mesure de la demande en assainissement à Moshi**

(Tanzanie). Thèse de Doctorat, Centre d'analyse et de traitement des données économiques, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 771 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. *Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment*, Washington D.C., Island Press, 212 p.

MILON, J.-W. 1995. « *Implications of Alternative Concepts of Sustainability for Total Valuation of Environmental Resources* ». *Économie Appliquée*, Vol. 48, No.2, p. 59-75.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS. 2000. **Portrait régional de l'eau- Montérégie**. Québec.

MIRBACH, V.-M. 2000. **La comptabilisation du bilan du carbone au niveau de l'unité d'aménagement forestier : aperçu des enjeux et des méthodes**. Rapport, Réseau Forêts Modèles du Canada, 27 p.

MOLLARD, A. 2000. « Qualité et développement territorial : un outil d'analyse : la rente ». *Économie rurale*, Vol. 263, p. 16-34.

MORTSCH, L. et al. 2000. « *Climate change impacts on the hydrology of the Great Lakes–St. Lawrence System.* ». *Canadian Water Resources Journal*, No. 25, No. 2, p. 153-179. .

NATIONS UNIES. 2009. **L'économie verte, une mutation pour faire face aux multiples crises**. Déclaration interinstitutionnelle du système des Nations Unies, [En ligne], Consulté le 15 décembre 2009. Url: <http://www.unep.ch/etb>.

NATIONS UNIES. 2000. **Agenda de La Haye pour la paix et la justice au XXIe siècle**. Texte faisant suite à la Conférence relative à l'Appel de La Haye pour la paix, tenue à La Haye, du 12 au 15 mai 1999, 28 p.

NIJKAMP, P. et al. 1991. *Regional sustainable development and natural resource use*. Proceedings of the World Bank Annual Conference on Development Economics, P.153-188.

NORMANDIN, D. 1998. « Une évaluation de la demande sociale de services environnementaux de la forêt ». INRA, **Cahiers d'économie et sociologie rurales**, No. 2, Nancy.

O.C.D.E., 1995. **Évaluation économique des politiques et projets environnementaux. Un guide pratique**. O.C.D.E, Paris, 220 p.

O'CONNOR, M. et al. 1999. « La découverte de la construction de la valeur environnementale: quelques réflexions autour des études de cas du projet VALSE ». *Nature Sciences Sociétés*, vol. 7, No.3, p. 55-70.

O'CONNOR, M. 1998. *VALSE, Summary Final Report*. Rapport C3ED. Université St-Quentin en Yvelines, 29 p.

O'CONNOR, M. 1997. *Elements of Methodology for Valuing Water Uses*. Rapport C3ED. Saint-Quentin en Yvelines, 16 p.

O'CONNOR, M. 1996. « *Environmental Valuation: From the Point of View of Sustainability* » dans *Sustainability and Global Environmental Policy: New Perspectives*. Dragun et Jacobsson (ed.), Edward Elgar, Cheltenham, U.K., p. 149-178.

O'NEILL, J. 1997. « *Managing without prices : the monetary valuation of biodiversity* ». *Ambio*, vol. 26, No. 8

ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ÉDUCATION, LA SCIENCE ET LA CULTURE (UNESCO). 2003. **Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eau**. [Résumé en ligne]. Consulté le 25 septembre 2008. Url: <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556f.pdf>.

PAGIOLA, S. et al. 2002. *Selling Forest Environmental Services. Market-based Mechanisms for Conservation and Development*. London: Earthscan Publications Ltd., 299 p.

PARKER, W.-C. et al. 2000. « *Third Millennium Forestry: what climate change might mean to forests and forest management in Ontario* ». *Forest Chronicle*, No. 76, p. 445–463.

PASSET, R. et J. THEYS. 1995. **Héritiers du futur: aménagement du territoire, environnement et développement durable**. Paris: Édition de l'Aube, 270 p.

PASSET, R. 1979. **L'économique et le vivant**. Payot, Paris, 287 p.

PEARCE, D. 2003. « The social cost of carbon and its policy implications ». *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 19, p. 362-384.

PEARCE, D. et A. MARKANDYA. 1989. **L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement**. OCDE, Paris, 80 p.

PECQUEUR, B. 1996. **Dynamiques territoriales et mutations économiques**. L'Harmattan, Paris, 247 p.

PENG, C.H., LIU, J., APPS, M.J., DANG, Q. et W.-A KURZ. 2000. *Quantifying Ontario's forest carbon budget. I. Carbon stocks and fluxes of forest ecosystems in 1990*. Forest Research, Rapport No. 158. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, 30 p.

PERROUX, F. 1955. « Note sur la notion de pôle de croissance ». **Économie Appliquée**, No. 1.

PETIT, M. 2003. **Qu'est-ce que l'effet de serre ? Ses conséquences sur l'avenir du climat**. Vuibert, Paris, 124 p.

PIORE, M.-J. et C.-F. SABEL. 1989. **Les chemins de la prospérité, De la production de masse à la spécialisation souple**. Hachette, Paris, 441 p.

PLANQUE, B. 1983. **Le développement décentralisé. Dynamique spatiale de l'économie et planification régionale**. Collection GRAL - Série « Études et recherches économiques », No. 16, LITEC, Paris.

POINTEREAU, P. 1999. **Bien avant l'heure, une collectivité engagée pour un développement durable qui ne dit pas son nom!** Notes techniques, Pôle agroenvironnement de Solagro.

POLESE, M. et R. SHEARMUR. 2003. « R.I.P.- H.M.R : À propos du concept de pôle de développement et des stratégies de développement économique des régions québécoises ». **Revue canadienne des sciences régionales**, XXVI:1, printemps, p.61-86.

PNUD. 1998. **Rapport mondial sur le développement humain**. Économica, Paris.

PORTER, M.-E. 1993. **L'avantage concurrentiel des nations des nations**. Interéditions, 883 p.

PRADES, J.-A. 1991. « L'éthique de l'environnement et du développement : Prolégomènes méthodologiques à un programme de recherche. » dans J.-A. Prades, J.-G. Vaillancourt et R. Tessier. **Environnement et développement : Questions éthiques et problèmes socio-politiques**. Éd. Fides, Québec, 374 p.

PRICE, C. 1978. *Landscape Economics*. Mac Millan Press. London, 168 p.

PROULX, M.-U. 1998. **Territoires et développement économique**. L'Harmattan, Paris. 314 p.

PROULX, M.-U. 1995. **Réseaux d'information et dynamique locale**. Chicoutimi: GRIR, Collection «Développement régional», 1995, 334 p.

PUTZ, F.-E. et al. 2008. « Improved tropical forest management for carbon retention ». *PLoS Biology*, vol. 6, No. 7, p. 1368-9.

RADA-DONATH, A. 1994. « Huit normes de développement local et régional : de l'intention globale à l'agir local » dans J.-A. PRADES *et al.* (dir.) **Instituer le développement durable ; éthique de l'écodécision et sociologie de l'environnement**. Montréal, Éditions Fides, p. 251-275.

REDCLIFT, M.-R. 1993. « Environmental Economics, Policy Consensus and Political Empowerment » dans K. Turner (ed) *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*. Belhaven Press, London, p. 106-119.

RICARDO, D. 1992 (1817). **Des principes de l'économie politique et de l'impôt**. Trad. française GF-Flammarion, Paris, 508 p.

RIST, G. 1996. **Le développement. Histoire d'une croyance occidentale**. Paris: Presses de Sciences Po, 426 p.

ROBBINS, L. 1947. **Essai sur la nature et la signification de la science économique**. Trad. par Igor Krestovsky, Librairie de Médecis, Paris, 1947, 156 p.

ROSA, H. et al. 2002. *Compensation for environmental services et rural communities : Lessons from the americas and key issues for strengthening community strategies*. Prisma, El Salvador, 78 p.

ROSTOW, W. 1960. **Les étapes de la croissance économique**. (Trad. Française). Le Seuil, Paris, 201 p.

ROUSSEAU, S. 2000. « Pourquoi et comment l'évaluation monétaire peut-elle servir localement la problématique du développement durable ? » dans B. Zuideau (dir.) 2000. **Développement durable et territoire**. Presses Universitaires du Septentrion. 289 p.

ROZAN, A. et A. STENGER. 2000. « Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices ». **Economie et statistique**, Vol. 336, No. 6, pp. 69-77.

SACHS, I. et B. LALONDE. 1988. Notre avenir à tous - notes critiques. **Futuribles**, No. 119, mars, pp. 84-92.

SACHS, I. 1980. **Stratégie de l'écodéveloppement**. Paris: Éditions Ouvrières, 140 p.

SAGOFF, M. 1988. **The Economy of the Earth: Philosophy, Law and the Environment**. Cambridge University Press, Cambridge, 288 p.

SAPIR, J. 2000. **Les trous noirs de la science économique - Essai sur l'impossibilité de penser le temps et l'argent**. Editions Albin Michel, 397 p.

SAVOIE, D.- J. et A. RAYNAULD. 1986. **Essais sur le développement régional**. Montréal. Presses de l'Université de Montréal, 242 p.

SCHUMACHER, E.-F. 1973. **Small is Beautiful**. Abacus, Londres, 226 p.

SEN, A. et B. WILLIAMS. 1982. **Utilitarianism and Beyond**. Cambridge University Press, 290 p.

SERVICE CANADIEN DES FORETS (SCF). 2007. **La forêt canadienne est-elle un puits ou une source de carbone ?** Ressources naturelles du Canada, Service Canadien des Forêts. Note de service.

SMITH, A. 1976 (1776). **Recherches sur la nature et les causes de la richesse des Nations**. Édité et préfacé par Gérard Mairet, Gallimard, Paris, 445 p.

SOLOW, R. 1993. « *An almost practical step toward sustainability* ». **Resources Policy**, Vol. 19, No 3, p. 162-172.

SOLOW, R. 1986. « *On the Intergenerational Allocation of Natural Resources* ». **Scandinavian Journal of Economics**, vol. 88, No 1, p. 143.

SOLOW, R. 1974. « *The economics of resources or the resources of economics* ». **American Economic Review**, vol., 64, No 2, p. 1-14.

SOLOW, R. 1957. « *Technical Change and the Theory of Economic Growth* ». *Quarterly Journal of Economics*, vol. 70, p. 65-94.

SPASH, C. 2000. « *Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation* ». *Ecological Economics*, vol. 34, Special issue: Social processes of environmental valuation, p. 195-215.

SPASH, C. 1997. « *Ethics and environmental attitudes with implications for economics valuation* ». *Journal of environmental management*, No. 50, p.403-416.

STERN, N. 2006. *Stern review on the economics of climate change*. Ministère des finances, Grande-Bretagne, [En ligne], Consulté le 10 mars 2009. URL : http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/+http://www.hm-treasury.gov.uk/stern_review_climate_change.htm

STÔHR W.-B. 1984. « La crise économique demande-t-elle de nouvelles stratégies de développement régional ? - vers un nouveau paradigme du développement régional. » dans P. Aydalot (éd.). *Crise et espace*. Paris, Economica. P. 183-206.

SWAIN, H. et al. 2005. **À toute épreuve : l'importance d'améliorer le secteur ontarien de l'eau**. Rapport du groupe d'experts –stratégie hydraulique, Imprimeur de la Reine pour l'Ontario, Toronto, Ontario.

TAYLOR, A.-R., WANG, J.-R. et W.-A. KURZ. 2008. « *Effects of harvesting intensity on carbon stocks in eastern Canadian red spruce (Picea rubens) forests: An exploratory analysis using the CBM-CFS3 simulation model* ». *Forest Ecology and Management*, No. 255, p. 3632–3641.

THEYS, J. 2002. « L'approche territoriale du " développement durable ", condition d'une prise en compte de sa dimension sociale ». **Développement durable et territoire**, [En ligne],

Dossier 1 Approches territoriales du Développement Durable, Consulté le 18 décembre 2008.
URL : <http://developpementdurable.revues.org/index1475.html>.

TIMBERGEN, J. 1976. *RIO : Reshaping the International Order, A report to the Club of Rome*. E.P. Dutton, New York, 226 p.

TOUTAIN, J.-C. et B. DESAIGUES. 1978. **Gérer l'environnement**. Economica, Paris, 324 p.

TRICE, A.-H. et S.-E. WOOD. 1958. « *Measurement of Recreational Benefits* ». *Land Economics*, No. 34, p. 195-207.

UHRICH, R. 1996. « L'aménagement du territoire autrement ». **RERU**, No. 5, p. 999-1008.

VADNJAL, D. et M. O'CONNOR. 1994. « *What is the value of Rangitoto Island ?* ». *Environmental Values*, No. 3, p. 369-380.

VAILLANCOURT, J.-G. 1995. « Penser et concrétiser le développement durable ». **Écodécision**, hiver 1995, p. 24-29.

VINAY, C. 1999. **Le développement durable : nouvelle utopie ou stratégie politique ? Analyse de la territorialisation d'un concept en quête de légitimation en Rhône-Alpes, Catalogne et Québec**. Thèse de doctorat Villes et Sociétés, Université Jean Monnet, Saint-Etienne, 690 p.

VIVIEN, F.-D. 2009. « Dès lors que l'on compare, on peut échanger ». **Journal L'humanité**, 23 mai 2009, URL: http://www.humanite.fr/spip.php?page=popup_imprimer&id_article=2744184.

VIVIEN, F.-D. 2004. « Un panorama des propositions économiques en matière de soutenabilité ». **Vertigo**, vol. 5, No. 2, 8 p.

WEBER, J. 2002. « L'évaluation contingente : les valeurs ont-elles un prix ? ». **Comptes rendus de l'Académie d'agriculture de France**, vol. 88, No. 7, pp. 55-66.

WEBER, J. 1996. *Conservation, développement et coordination: peut-on gérer biologiquement le social* ». Colloque panafricain « **Gestion communautaire des ressources naturelles renouvelables et développement durable** », juin, Zimbabwe, 15 p.

WEBER, J. 1995. **Gestion des ressources renouvelables: fondements théoriques d'un programme de recherche**. Rapport, Cirad, Paris, 21 p.

WILLIG, R.-D. 1976. « *Consumers' Surplus without Apology* ». *American Economic Review*, No. 66, p. 589-596.

YOUNG, T. et A. GEOFFREY. 1986. « *Methods for Valuing Countryside Amenity: an Overview* ». *Journal of Agricultural Economics*, Vol. 37, No. 3, p. 349-361.

ZUINDEAU, B. (dir.) 2000. **Développement durable et territoire**. Presses Universitaires du Septentrion, 289 p.

ANNEXE 1 RÉSEAUX MUNICIPAUX D'EAU POTABLE ET POPULATION DESSERVIE

Nom de la municipalité	Nom du réseau	Nombre de personnes
Amqui	Amqui	5880
Auclair	Auclair	225
Baie-des-Sables	Baie-des-Sables	375
Biencourt	Biencourt	365
Cabano	Cabano	2575
Cacouna	Cacouna	1255
Causapscal	Causapscal	2000
Dégelis	Dégelis	2800
Grosses-Roches	Grosses-Roches	500
Kamouraska	Kamouraska	400
La Pocatière	La Pocatière	4513
La Rédemption	La Rédemption	250
Lac-au-Saumon	Lac-au-Saumon	1170
Lac-des-Aigles	Lac-des-Aigles	564
Le Bic	Le Bic	2100
Lejeune	Lejeune	240
Les Méchins	Les Méchins	882
L'Isle-Verte	L'Isle-Verte	904
Matane	Matane	14300
Métis-sur-Mer	Métis-sur-Mer	450
Mont-Carmel	Mont-Carmel	600
Mont-Joli	Mont-Joli	6600
Notre-Dame-des-Neiges	Notre-Dame-des-Neiges	500
Notre-Dame-du-Lac	Notre-Dame-du-Lac	1800
Notre-Dame-du-Portage	Notre-Dame-du-Portage	300
Pohénégamook	Pohénégamook	2300
Price	Price	2450
Rimouski	Rimouski	38352
Rimouski	Sainte-Blandine (bois brûlé)	90
Rimouski	Sainte-Blandine (Val-Neigette)	275
Rimouski	Sainte-Blandine (village)	838
Rivière-Bleue	Rivière-Bleue	1200
Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup	16000
Rivière-Ouelle	Aqueduc Deschêne	186
Rivière-Ouelle	Aqueduc du village (riv. Ouelle)	112
Rivière-Ouelle	Aqueduc Paradis-Lachance	90
Saint-Adelme	Saint-Adelme	201
Saint-Alexandre-de-Kamouraska	Saint-Alexandre	1100
Saint-Alexandre-des-Lacs	Saint-Alexandre-des-Lacs	60
Saint-Anaclet-de-Lessard	Saint-Anaclet-de-Lessard	1200
Saint-André	Saint-André	370
Saint-Antonin	Saint-Antonin	2200
Saint-Arsène	Saint-Arsène	600

Saint-Clément	Saint-Clément	375
Saint-Cléophas	Saint-Cléophas	129
Saint-Cyprien	Saint-Cyprien	875
Saint-Damase	Saint-Damase	216
Saint-Donat	Saint-Donat	400
Sainte-Angèle-de-Méridi	Sainte-Angèle-de-Méridi	660
Sainte-Anne-de-la-Pocatière	Aqueduc 3e Rang Ouest	52
Sainte-Anne-de-la-Pocatière	Aqueduc de la Station (chemin)	157
Sainte-Anne-de-la-Pocatière	Ste-Anne-de-la-Pocatière rte 230	176
Sainte-Félicité	Sainte-Félicité	960
Sainte-Flavie	Sainte-Flavie	800
Sainte-Flavie	Ste-Flavie (Inst. Maurice-Lamont.)	400
Sainte-Françoise	Sainte-Françoise	250
Sainte-Hélène	Sainte-Hélène	700
Sainte-Irène	Val d'Irène	100
Sainte-Luce	Luceville	1534
Sainte-Luce	Sainte-Luce	1200
Saint-Épiphanie	Saint-Epiphanie	622
Saint-Fabien	Saint-Fabien	1500
Saint-Gabriel-de-Rimouski	Saint-Gabriel	800
Saint-Germain	Saint-Germain	112
Saint-Hubert-de-Rivière-du-Loup	Saint-Hubert	783
Saint-Jean-de-Dieu	Saint-Jean-de-Dieu	1500
Saint-Juste-du-Lac	Saint-Juste-du-Lac (Aqu. lots renv)	348
Saint-Marc-du-Lac-Long	Saint-Marc-du-Lac-Long	350
Saint-Marcellin	Saint-Marcellin	60
Saint-Mathieu-de-Rioux	Saint-Mathieu-de-Rioux	375
Saint-Michel-du-Squatec	Saint-Michel-du-Squatec	886
Saint-Modeste	Saint-Modeste (réseau Audet)	98
Saint-Modeste	Saint-Modeste (réseau Soc.d'aqued.)	254
Saint-Moïse	Saint-Moise	450
Saint-Narcisse-de-Rimouski	Saint-Narcisse-de-Rimouski	450
Saint-Noël	Saint-Noel	325
Saint-Octave-de-Métis	Saint-Octave	350
Saint-Pacôme	Saint-Pacôme	1425
Saint-Pascal	Saint-Pascal	4220
Saint-Philippe-de-Néri	Saint-Philippe-de-Néri	730
Saint-René-de-Matane	Saint-René-de-Matane	450
Saint-Simon	Saint-Simon	250
Saint-Tharcisius	Saint-Tharcissius	225
Saint-Ulric	Saint-Ulric	838
Saint-Vianney	Saint-Vianney	350
Sayabec	Sayabec	1870
Trois-Pistoles	Trois-Pistoles	4500
Val-Brillant	Val-Brillant	783

Source: Direction régionale du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2007.

ANNEXE 2 LES POINTS DE CAPTAGE ET LEUR EMPLACEMENT DANS LA RÉGION DU BAS-SAINT-LAURENT

Nom de la Mrc	Nom de la municipalité	Nom du poste	Latitude	Longitude	Provenance
La Matapédia	Amqui	Amqui	48,47459696	-67,43987632	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Amqui	Amqui	48,4750376	-67,43978111	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Amqui	Amqui	48,47649428	-67,43919774	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Auclair	Auclair	47,73125311	-68,65180326	PUITS TUBULAIRE
Matane	Baie-des-Sables	Baie-des-Sables (DOUBLE DÉSINFEC.)	48,70020868	-67,87770452	PUITS TUBULAIRE
Matane	Baie-des-Sables	Baie-des-Sables (DOUBLE DÉSINFEC.)	48,69725819	-67,88334769	PUITS TUBULAIRE
Matane	Baie-des-Sables	Baie-des-Sables (DOUBLE DÉSINFEC.)	48,69649226	-67,87835599	SOURCE A BASSIN U
Témiscouata	Biencourt	Biencourt	47,94010576	-68,59766902	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Cabano	Cabano (poste chl.)	47,68917905	-68,88561172	LAC
La Matapédia	Causapsal	Causapsal	48,35778441	-67,23158062	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Dégelis	Dégelis (poste chloration)	47,53957111	-68,67775295	RIVIERE
Matane	Grosses-Roches	Grosses-Roches (poste chl.)	48,93133038	-67,17392321	RIVIERE
Kamouraska	Kamouraska	Kamouraska	47,54617544	-69,83724438	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	La Pocatière	La Pocatière (station de pur.)	47,32115163	-70,00894368	LAC
Kamouraska	La Pocatière	La Pocatière (station de pur.)	47,28866297	-69,99394324	RIVIERE
La Mitis	La Rédemption	La Rédemption (poste chl.)	48,44726004	-67,84135188	AUTRE (SURFACE)
La Matapédia	Lac-au-Saumon	Lac-au-Saumon (poste chloration)	48,40935227	-67,34802569	AUTRE (SURFACE)
Témiscouata	Lac-des-Aigles	Lac-des-Aigles	47,99553607	-68,67710456	PUITS TUBULAIRE
Rimouski- Neigette	Le Bic	Bic (poste chl)	48,37004852	-68,69597074	SOURCE A DRAINS I
Rimouski- Neigette	Le Bic	Bic (poste chl)	48,36923082	-68,6967615	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Lejeune	Saint-Godard-de-Lejeune	47,76883307	-68,57017708	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Lejeune	Saint-Godard-de-Lejeune	47,76613631	-68,57959433	PUITS TUBULAIRE
Matane	Les Méchins	Les Méchins (poste chl.)	48,9964424	-66,9787449	RIVIERE
Rivière-du- Loup	L'Isle-Verte	L'Isle-Verte (poste chl)	48,00349455	-69,31580443	SOURCE A DRAINS I
Matane	Matane	Matane (poste chl.)	48,81181754	-67,53577084	PUITS TUBULAIRE
Matane	Matane	Matane (poste chl.)	48,8058369	-67,53625672	PUITS TUBULAIRE
La Mitis	Métis-sur-Mer	Métis-sur-Mer (aut. trait.)	48,66411708	-67,98591359	AUTRE (SURFACE)
Kamouraska	Mont-Carmel	Mont-Carmel (usine filtration)	47,42251377	-69,83123236	RIVIERE
La Mitis	Mont-Joli	Mont-Joli (usine filtration)	48,58005387	-68,12905432	RIVIERE
Témiscouata	Notre-Dame-du-Lac	Notre-Dame-du-Lac (poste chl.)	47,61720858	-68,79390802	LAC
Rivière-du-	Notre-Dame-du-Portage	Notre-Dame-du-Portage	47,74381586	-69,62909439	PUITS TUBULAIRE

Loup					
Témiscouata	Pohénégamook	Pohénégamook	47,45551413	-69,23345215	PUITS TUBULAIRE
La Mitis	Price	Price	48,59459066	-68,11852377	PUITS TUBULAIRE
Rimouski-Neigette	Rimouski	Rimouski (poste chl.)	48,43083796	-68,35385111	RIVIERE
Rimouski-Neigette	Rimouski	Rimouski (poste chl.)	48,4404821	-68,40983906	LAC
Rimouski-Neigette	Rimouski	Rimouski (poste chl.)	48,4390032	-68,3193848	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Rivière-Bleue	Rivière-Bleue (poste chl.)	47,40800881	-69,0047674	AUTRE (SURFACE)
Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup (sta. pur.)	47,78369881	-69,42950446	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup (sta. pur.)	47,81352953	-69,51455852	RIVIERE
Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup	Rivière-du-Loup (terrasses)	47,77699733	-69,58324939	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Rivière-Ouelle	Aqueduc Deschênes	47,43383387	-70,02304854	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Rivière-Ouelle	Aqueduc du village (riv. Ouelle)			PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Rivière-Ouelle	Aqueduc Paradis-Lachance	47,45852081	-69,98841594	PUITS TUBULAIRE
Matane	Saint-Adelme	Saint-Adelme (poste chl.)	48,82128337	-67,30647148	AUTRE (SURFACE)
Kamouraska	Saint-Alexandre-de-Kamouraska	Saint-Alexandre (autre trait.)	47,66042644	-69,59001519	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Saint-Alexandre-des-Lacs	Saint-Alex-Lacs (poste chl.)	48,47619702	-67,30251213	PUITS DE SURFACE
Kamouraska	Saint-André	Saint-André	47,66786853	-69,71589388	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Antonin	Saint-Antonin (poste chloration)	47,7660178	-69,45819157	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Antonin	Saint-Antonin (poste chloration)	47,76457018	-69,45528541	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Arsène	Saint-Arsène	47,90741699	-69,42682559	PUITS TUBULAIRE
Les Basques	Saint-Clément	Saint-Clément (poste chl.)	47,92261563	-69,09898968	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Saint-Cléophas	Saint-Cléophas	48,48742079	-67,75286734	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Cyprien	Saint-Cyprien (sta.pur.)	47,88653935	-68,99948163	RIVIERE
La Matapédia	Saint-Damase	Saint-Damase (poste chl.)	48,66360532	-67,82461768	PUITS TUBULAIRE
La Mitis	Saint-Donat	Saint-Donat (poste chloration)	48,47246795	-68,25243014	AUTRE (SURFACE)
La Mitis	Sainte-Angèle-de-Mérici	Sainte-Angèle-de-Mérici	48,52343835	-68,08651668	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Sainte-Anne-de-la-Pocatière	Salle commun du conseil - approv.			PUITS TUBULAIRE
Rimouski-Neigette	Sainte-Blandine	Sainte-Blandine	48,36032349	-68,46765832	PUITS TUBULAIRE
Rimouski-Neigette	Sainte-Blandine	Sainte-Blandine (Bois-Brulé)	48,39478548	-68,47654987	PUITS TUBULAIRE
Rimouski-Neigette	Sainte-Blandine	Sainte-Blandine (Val-Neigette)	48,36433656	-68,48231126	PUITS TUBULAIRE
Matane	Sainte-Félicité	Sainte-Félicité (poste chloration)	48,87705098	-67,31252823	AUTRE (SURFACE)
Les Basques	Sainte-Françoise	Sainte-Françoise	48,09079253	-69,05505947	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Sainte-Hélène	Sainte-Hélène	47,59499577	-69,73890794	PUITS TUBULAIRE

La Matapédia	Sainte-Érène	Val d'Érène	48,5271672	-67,55605615	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Sainte-Érène	Val d'Érène	48,5271672	-67,55605615	PUITS TUBULAIRE
La Mitis	Sainte-Luce	Luceville	48,51509398	-68,31898668	SOURCE A DRAINS
La Mitis	Sainte-Luce	Luceville	48,52015587	-68,31541291	SOURCE A DRAINS
La Mitis	Sainte-Luce	Sainte-Luce (poste chloration)	48,51914361	-68,31864582	SOURCE A DRAINS
La Mitis	Sainte-Luce	Sainte-Luce (poste chloration)	48,52182897	-68,3077226	SOURCE A DRAINS
Rivière-du-Loup	Saint-Épiphanie	Saint-Épiphanie	47,90402279	-69,33341293	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Épiphanie	Saint-Épiphanie	47,90761158	-69,34050289	PUITS TUBULAIRE
Rimouski-Neigette	Saint-Fabien	Saint-Fabien (usine de filtration)	48,25737659	-68,84042284	LAC
La Mitis	Saint-Gabriel-de-Rimouski	Saint-Gabriel(poste chloration)	48,45553913	-68,18664268	LAC
Rivière-du-Loup	Saint-Georges-de-Cacouna	CACOUNA	47,91906386	-69,50313122	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Georges-de-Cacouna	CACOUNA	47,9461222	-69,4571833	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Saint-Germain	Saint-Germain Paroisse	47,58252312	-69,78998126	SOURCE A DRAINS
Rivière-du-Loup	Saint-Hubert-de-Rivière-du-Loup	Saint-Hubert (poste chl.)	47,80861392	-69,13968426	AUTRE (SURFACE)
Les Basques	Saint-Jean-de-Dieu	Saint-Jean-de-Dieu (poste chl.)	48,01035505	-69,03682145	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Saint-Juste-du-Lac	Saint-Juste-du-Lac (Poste chlora)	47,6712116	-68,65170655	AUTRE (SURFACE)
Témiscouata	Saint-Juste-du-Lac	Saint-Juste-du-Lac (Poste chlora)	47,67316429	-68,65073735	SOURCE A BASSIN
Témiscouata	Saint-Juste-du-Lac	Saint-Juste-du-Lac (Poste chlora)	47,66859985	-68,66360757	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Saint-Marc-du-Lac-Long	Saint-Marc-du Lac-Long (p.chl.)	47,40079537	-68,88478854	AUTRE (SURFACE)
Rimouski-Neigette	Saint-Marcellin	Saint-Marcellin	48,33628354	-68,29493986	PUITS TUBULAIRE
Les Basques	Saint-Mathieu-de-Rioux	Saint-Mathieu-de-Rioux P. Cl.	48,19016645	-68,96740032	PUITS TUBULAIRE
Témiscouata	Saint-Michel-du-Squatec	Saint-Michel-du-Squatec	47,87659204	-68,74005455	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Modeste	Saint-Modeste (Réseau Audet)	47,81102808	-69,40781819	SOURCE A BASSIN
Rivière-du-Loup	Saint-Modeste	Saint-Modeste (Réseau Soc. Aqueduc)	47,83129878	-69,39800196	PUITS TUBULAIRE
Rivière-du-Loup	Saint-Modeste	Saint-Modeste (Réseau Soc. Aqueduc)	47,82401423	-69,39253309	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Saint-Moïse	Saint-Moïse	48,55497408	-67,85155919	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Saint-Moïse	Saint-Moïse	48,54498638	-67,8531154	PUITS TUBULAIRE
Rimouski-Neigette	Saint-Narcisse-de-Rimouski	St-Narcisse-de-Rimouski	48,28162157	-68,43544708	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Saint-Noël	Saint-Noël	48,58806281	-67,85409324	PUITS TUBULAIRE
La Mitis	Saint-Octave-de-Métis	Saint-Octave	48,61017318	-68,09701422	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Saint-Pacôme	Aqueduc du Village (St-	47,41158859	-69,94114397	PUITS TUBULAIRE

		Pacôme)			
Kamouraska	Saint-Pacôme	Aqueduc du Village (St-Pacôme)	47,42003462	-69,95425915	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Saint-Pascal	Saint-Pascal (usine de filtration)	47,50593757	-69,80914896	RIVIERE
Kamouraska	Saint-Philippe-de-Néri	Saint-Philippe-de-Néri(p.chl)	47,45580659	-69.8750191	PUITS TUBULAIRE
Kamouraska	Saint-Philippe-de-Néri	Saint-Philippe-de-Néri(p.chl)	47,45881886	-69,87977155	PUITS TUBULAIRE
Matane	Saint-René-de-Matane	Saint-René-de-Matane	48,71023663	-67,39033531	PUITS TUBULAIRE
Les Basques	Saint-Simon	St-Simon - station de traitement	48,21102574	-69,00961112	PUITS TUBULAIRE
Les Basques	Saint-Simon	St-Simon - station de traitement	48,20699915	-69,014007	PUITS TUBULAIRE
Les Basques	Saint-Simon	St-Simon - station de traitement	48,20869443	-69.01596927	SOURCE A DRAINS
La Matapédia	Saint-Tharcisius	ST-THARCISIUS - POSTE DE TRAITEMENT	48,5497711	-67,35467677	PUITS TUBULAIRE
Matane	Saint-Ulric	Saint-Ulric (poste chl.)	48,76341101	-67,66514677	RIVIERE
La Matapédia	Saint-Vianney	Saint-Vianney Poste de traitement	48,61369436	-67,41440231	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Saint-Vianney	Saint-Vianney Poste de traitement	48,61383838	-67,41456482	PUITS TUBULAIRE
La Matapédia	Sayabec	Sayabec (poste chloration)	48,57468152	-67,78203421	LAC
Les Basques	Trois-Pistoles	TROIS-PISTOLES (USINE DE TRAIT.)	48,08660687	-69,19628018	RIVIERE
La Matapédia	Val-Brillant	Val-Brillant (poste chl.)	48,5271672	-67,55605615	SOURCE A DRAINS

Source: Direction régionale du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2007.

ANNEXE 3

RÉSEAUX MUNICIPAUX DE DISTRIBUTION D'EAU
POTABLE – MONTÉRÉGIE**MRC : Acton**

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Acton Vale	134268950701	Acton Vale	4786	rivière
Upton	134270181701	Upton	1200	eau souterraine

MRC : Beauharnois-Salaberry

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Salaberry-de-Valleyfield	134361750701	Valleyfield (Secteur Grande-Ile)	3130	fleuve
Beauharnois	134360840701	Beauharnois (Melocheville)	1980	eau souterraine
Sainte-Martine	134357630701	Sainte-Martine	2250	Mixte
Beauharnois	134360680701	Beauharnois (sect Beauharnois)	8743	fleuve
Saint-Urbain-Premier	134294510701	Saint-Urbain-Premier	50	Mixte
Salaberry-de-Valleyfield	113075840701	Valleyfield (Secteur Valleyfield)	34772	fleuve

MRC : Brome-Missisquoi

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Sutton	134246760701	Sutton (canton)	3500	lac
Saint-Armand	134300120701	Saint-Armand (Philipsburg)	250	lac
Abercorn	134247421701	Abercorn	216	eau souterraine
Lac-Brome	134264321701	Lac-Brome	3235	eau souterraine
Frelighsburg	244366280701	Frélighsburg	210	eau souterraine
Farnham	116278170701	Farnham	6900	rivière
Cowansville	119798950701	Cowansville	12010	lac
Bedford	134245440701	Bedford	3200	lac
Sutton	134247181701	Sutton (secteur ville)	1500	eau souterraine

MRC : La Haute-Yamaska

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Warden	134259391701	Warden	210	eau souterraine
Warden	134259391702	Warden (puits Roy)	50	eau souterraine
Roxton Pond	905446850701	Roxton Pond	1210	eau souterraine

Granby	134308220702	Granby (Lac Shefford)	270	lac
Granby	134308220701	Granby	45000	lac, rivière
Bromont	134263740701	Bromont	5400	rivière
Waterloo	120169111701	Waterloo	4100	eau souterraine

MRC : La Vallée-du-Richelieu

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Denis-sur-Richelieu	476784460701	Saint-Denis-sur-Richelieu	2200	rivière
Belœil	115337830701	Belœil (ville)	19800	rivière
Saint-Mathieu-de-Beloeil	134267880701	Saint-Mathieu-de-Beloeil	2100	rivière
Saint-Marc-sur-Richelieu	134254260701	Saint-Marc-sur-Richelieu	2020	rivière
Saint-Jean-Baptiste	115092390701	Saint-Jean-Baptiste	2978	rivière
Saint-Charles-sur-Richelieu	318463140701	Saint-Charles-sur-Richelieu	1800	rivière
Saint-Basile-le-Grand	114511920701	Saint-Basile-le-Grand	14000	rivière
Saint-Antoine-sur-Richelieu	219327930701	Saint-Antoine-sur-Richelieu	1560	rivière
Otterburn Park	130647530701	Otterburn Park	8315	rivière
Mont-Saint-Hilaire	115086600702	Mont-Saint-Hilaire (Lac Hertel)	750	lac
McMasterville	115352340701	McMasterville	4108	rivière
Carignan	134250950703	Carignan (Secteur du golf)	300	fleuve
Carignan	134250950701	Carignan (Secteur Bellerive)	3070	rivière
Mont-Saint-Hilaire	115086600701	Mont-Saint-Hilaire	15000	rivière
Carignan	134250950702	Carignan (Secteur Ste-Thérèse)	315	rivière
Chambly	134251370701	Chambly	21100	rivière

MRC : Lajemmerais

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Varennes	134255250701	Varennes	20600	fleuve
Sainte-Julie	134253500701	Sainte-Julie	27998	fleuve
Saint-Amable	134254830701	Saint-Amable	7680	fleuve, rivière
Contrecoeur	151955890701	Contrecoeur	5600	fleuve, rivière
Calixa-Lavallée	134256400701	Calixa-Lavallée	515	fleuve, rivière
Verchères	134256810701	Verchères	5075	fleuve

MRC : Le Bas-Richelieu

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Sainte-Victoire-de-Sorel	134273070701	Sainte-Victoire-de-Sorel	2180	rivière
Massueville	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	554	rivière
Saint-Aimé	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	528	rivière

Sainte-Anne-de-Sorel	134273980701	Sainte-Anne-de-Sorel	2910	rivière
Saint-Roch-de-Richelieu	134274220701	Saint-Roch-de-Richelieu	1720	rivière
Saint-Gérard-Majella	134285780701	Saint-Gérard-Majella (R.A.R.C.)	515	rivière
Saint-Joseph-de-Sorel	134274480701	Saint-Joseph-de-Sorel	1800	rivière
Saint-Ours	293710510701	Saint-Ours	1690	rivière
Saint-Robert	120283200701	Saint-Robert	1870	rivière
Sorel-Tracy	302704900701	Sorel-Tracy (Secteur Sorel)	25600	rivière
Yamaska	134286930701	Yamaska	2496	rivière
Saint-David	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu- Centre	857	rivière
Sorel-Tracy	302704900702	Sorel-Tracy (Secteur Tracy)	13100	rivière

MRC : Le Haut-Richelieu

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Venise-en-Québec	134282550701	Venise-en-Québec	600	rivière
Henryville	134298080701	Henryville (Municipalité)	918	rivière
Henryville	239898170791	R.I.A.E.P.H.V.	1008	rivière
Lacolle	134247910701	Lacolle	1600	rivière
Saint-Alexandre	269748990701	Saint-Alexandre	2250	eau souterraine
Sainte-Anne-de-Sabrevois	134327370701	Sainte-Anne-de-Sabrevois	450	rivière
Sainte-Brigide-d'Iberville	134299210701	Sainte-Brigide-d'Iberville	700	eau souterraine
Saint-Georges-de-Clarenceville	281528660701	Saint-Georges-de-Clarenceville	500	rivière
Saint-Jean-sur-Richelieu	113453940701	Saint-Jean-sur-Richelieu(Riv.Ouest)	57712	rivière
Saint-Sébastien	134289330701	Saint-Sébastien	450	rivière
Saint-Jean-sur-Richelieu	113724140701	Saint-Jean-sur-Richelieu (Rive Est)	12700	rivière

MRC : Le Haut-Saint-Laurent

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Chrysostome	134294851701	Saint-Chrysostome	2283	eau souterraine
Howick	134358621701	Howick	589	eau souterraine
Ormstown	134359381701	Ormstown	2200	eau souterraine
Huntingdon	134297170701	Huntingdon	3500	rivière

MRC : Les Jardins-de-Napierville

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Cyprien-de-Napierville	134302020701	St-Cyprien-de-Napierville	215	eau souterraine
Saint-Cyprien-de-Napierville	134302021701	St-Cyprien-de-Napierville(1-Avenue)	53	eau souterraine
Saint-Rémi	148323801701	Saint-Rémi	5005	eau souterraine

Napierville	134301941701	Napierville (village)	3030	eau souterraine
Hemmingford	134298991701	Hemmingford (Village)	750	eau souterraine

MRC : Les Maskoutains

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Simon	134289580701	Saint-Simon (MRC Les Maskoutains)	959	rivière
Saint-Hyacinthe	151935190701	Saint-Hyacinthe	50000	rivière
Saint-Hugues	219326030701	Saint-Hugues	840	rivière
Sainte-Marie-Madeleine	134276460703	Ste-Marie-Madeleine (4e Rang)	245	rivière
Saint-Pie	134269110701	Saint-Pie (ville)	3918	rivière
Sainte-Madeleine	134276870701	Sainte-Madeleine	2180	rivière
Sainte-Marie-Madeleine	134276460701	Ste-Marie-Madeleine (Dom.Lac Huron)	1474	rivière
Sainte-Hélène-de-Bagot	165229061701	Sainte-Hélène-de-Bagot	1025	eau souterraine
Saint-Pie	134253190702	Saint-Pie (Petit rang)	427	rivière
Sainte-Marie-Madeleine	134276460702	Ste-Marie-Madeleine (Sect.Douville)	686	rivière
Saint-Louis	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	774	rivière
Saint-Dominique	134262340701	Saint-Dominique	1600	mixte
Saint-Damase	134275961702	Saint-Damase (puits #3 public)	100	eau souterraine
Saint-Damase	134275960701	Saint-Damase	2400	rivière
Saint-Bernard-de-Michaudville	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	573	rivière
Saint-Barnabé-Sud	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	889	rivière
La Présentation	134278510701	La Présentation	2057	rivière
Saint-Jude	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	1128	rivière
Saint-Liboire	134270670701	Saint-Liboire	1575	eau souterraine
Saint-Marcel-de-Richelieu	225261490791	Régie d'aqueduc Richelieu-Centre	620	rivière

MRC : Roussillon

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Constant	134302850701	Saint-Constant	23000	fleuve
Châteauguay	159114980701	Châteauguay	41700	mixte
Delson	134302690701	Delson	7233	fleuve
La Prairie	134303350701	La Prairie	18150	fleuve
Mercier	134356800701	Mercier	9300	mixte
Sainte-Catherine	134303500701	Sainte-Catherine	16128	fleuve
Saint-Isidore	134302440701	Saint-Isidore	1750	eau souterraine

Saint-Philippe	134304260701	Saint-Philippe	3500	fleuve
Candiac	114922610701	Candiac	13837	fleuve
Léry	132813810751	Léry	277	eau souterraine

MRC : Rouville

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Mathias-sur-Richelieu	115094860701	Saint-Mathias-sur-Richelieu	3800	rivière
Saint-Césaire	120623781701	Saint-Césaire	3550	eau souterraine
Marieville	134286440701	Marieville	4900	rivière
Richelieu	134287500701	Richelieu	5446	rivière
Rougemont	134288260701	Rougemont (McArthur)	150	eau souterraine
Rougemont	134288750701	Rougemont	2200	eau souterraine
Sainte-Angèle-de-Monnoir	134285520701	Sainte-Angèle-de-Monnoir	776	rivière
Saint-Paul-d'Abbotsford	134284531701	Saint-Paul-d'Abbotsford	948	eau souterraine
Ange-Gardien	134283880701	Ange-Gardien	1382	rivière

MRC : Vaudreuil-Soulanges

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Saint-Polycarpe	271485760701	Saint-Polycarpe (S.D.)	4474	eau souterraine
Saint-Lazare	134340141702	Saint-Lazare, Saint-Louis	800	eau souterraine
Saint-Lazare	134340140702	Saint-Lazare, Sainte-Angélique	10500	eau souterraine
Saint-Lazare	134340140701	Saint-Lazare, Saddle-Brook	3600	eau souterraine
Saint-Zotique	115324960701	Saint-Zotique	3900	fleuve
Saint-Clet	141869100701	Saint-Clet	1200	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452330703	Vaudreuil-Dorion (Hudson Acres)	332	eau souterraine
Sainte-Marthe	193416271701	Sainte-Marthe	510	eau souterraine
Terrasse-Vaudreuil	134330160701	Terrasse-Vaudreuil sect. Nord N.D)	2400	fleuve
Rigaud	318465791702	Rigaud (Gauthier)	93	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452330702	Vaudreuil-Dorion (Dorion)	7049	eau souterraine
Hudson	134343030702	Hudson (Pointe-à-Raquette)	100	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452330704	Vaudreuil-Dorion (H.Rive Summerlea)	91	fleuve
Vaudreuil-Dorion	318452331702	Vaudreuil-Dorion (Harwood)	245	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452331703	Vaudreuil-Dorion (Domaine en Haut)	112	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452331704	Vaudreuil-Dorion (Ritchie)	52	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452331705	Vaudreuil-Dorion (Secteur Murphy)	52	eau souterraine
Vaudreuil-Dorion	318452330701	Vaudreuil-Dorion (Station purifica)	12950	rivière

L'Île-Cadieux	134340480701	L'Île Cadieux	150	rivière
Rigaud	318465790703	Rigaud (Rue Séguin)	200	eau souterraine
Rigaud	318465790702	Rigaud (Pointe-à-Raquette)	735	eau souterraine
Rigaud	318465790701	Rigaud (Réseau urbain)	4005	eau souterraine
Pointe-des-Cascades	134356560701	Pointe-des-Cascades	1042	fleuve
Pincourt	134339090701	Pincourt	9966	fleuve
Notre-Dame-de-l'Île-Perrot	226773550701	Notre-Dame-de-l'Île-Perrot	9570	fleuve
L'Île-Perrot	134337350701	L'Île-Perrot	9857	rivière
Les Coteaux	318455630701	Les Coteaux	3700	fleuve
Les Cèdres	237474620701	Les Cèdres (puits du fleuve)	4014	eau souterraine
Les Cèdres	237474620701	Les Cèdres (puits du fleuve)	4014	eau souterraine
Hudson	134343031702	Hudson (Les Vallées d'Hudson)	225	eau souterraine
Hudson	134343031701	Hudson (réseau urbain)	5100	eau souterraine
Coteau-du-Lac	199594930701	Côteau-du-Lac (village)	4500	fleuve
Vaudreuil-sur-le-Lac	134339580701	Vaudreuil-sur-le-Lac	1009	rivière

MRC : Ville de Longueuil

Nom de la municipalité	Numéro du réseau	Nom du réseau	Nombre de personnes desservies	Type d'approvisionnement du réseau
Longueuil	114341800701	Longueuil (Saint-Lambert)	110687	fleuve
Longueuil	113763650701	Longueuil	235173	fleuve
Longueuil	113763650702	Longueuil (local)	34800	fleuve

Source: Direction régionale du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2007.

ANNEXE 4 QUESTIONNAIRE

Enquête sur les représentations et les usages de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent par la population régionale

Questionnaire

Bonjour,

La présente enquête fait partie d'un projet de recherche réalisé par la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée de l'UQAR et ses partenaires régionaux. Son but est de dresser un portrait de la fréquentation de la forêt privée du Bas-Saint-Laurent par la population régionale à des fins récréatives.

Les réponses à ce questionnaire seront traitées de manière confidentielle et les résultats ne seront rendus publics que d'une façon synthétique de manière que l'identification des individus soit impossible.

QUESTION 1

Avez-vous fréquenté la forêt dans les 12 derniers mois ?

oui non

- *Si non : passer à la question 5*
- *Si oui : Avez vous fréquenté une forêt privée*

oui non

- Est-ce qu'elle est située dans la région du BSL ?

oui non

- La forêt privée que vous avez fréquentée appartient à :
vous-même ou votre famille immédiate

oui non

- *Si oui : Combien de personnes viennent habituellement pratiquer leurs activités de loisirs sur votre domaine forestier ?*

- Quelles sont les activités de loisirs les plus fréquemment exercées par ces personnes ?

- La randonnée pédestre
 - vélo de montagnes
 - chasse
 - pêche
 - VTT
 - Raquette, ski
 - Motoneige
 - Observation de la faune ou de la flore
 - Autre
-

- un parent
- un voisin
- un ami, une connaissance
- un organisme ou une entreprise
- un propriétaire inconnu

Si oui : Avez vous fréquenté une Forêt publique

oui non

- Est-ce qu'elle est située dans la région du BSL ?

Oui Non

- Saviez-vous si c'était :

- ZEC
 - Réserve
 - Parc
 - Autre
-

Si oui ne sais pas si la forêt est privée ou publique

- Est-ce qu'elle est située dans la région du BSL ?

Oui Non

QUESTION 2

À quelle saison et à quel moment de la semaine vous vous rendez habituellement en forêt ?

- Été en semaine fin de semaine
- Automne en semaine fin de semaine

- Hiver en semaine fin de semaine
- Printemps en semaine fin de semaine

QUESTION 3

La forêt à laquelle vous vous rendez le plus souvent est située approximativement à quelle distance de votre résidence ?km.

QUESTION 4

Quel type d'activité avez-vous pratiqué en forêt au cours des douze derniers mois et quelle en était la fréquence? :

Activités	jamais	quelquefois	fréquemment	Privée	publique
Randonnée pédestre					
Randonnée à vélo					
VTT					
Motoneige					
Raquettes, ski de fond					
Canot					
Camping					
Observation d'oiseaux et/ou d'animaux					
Chasse					
Pêche					
Autre					

QUESTION 5

Je vais vous énumérer quelques services dispensés par la forêt privée et j'aimerais que vous me disiez si c'est 1) très important, 2) important ou 3) peu important pour vous:

Services	Très important	Important	Peu important
Production de bois			
Paysage			
Loisirs			
Création d'emplois			
Habitat pour la faune (animaux, oiseaux)			
Qualité de l'eau			
Qualité de l'air			
Autre			

QUESTION 6

Imaginez que vous deviez déboursier *chaque année* un certain montant pour améliorer les services rendus par la forêt privée.

- Indiquez le montant, parmi ceux que je vais vous énumérer, à partir duquel ce prix vous semblerait excessif pour pouvoir pratiquer *les activités de loisir en forêt privée* :

10 \$ 20 \$ 30 \$ 50 \$ 75 \$ 100 \$
 120 \$ 150 \$ 200 \$ 300 \$ 400 \$ > 400 \$

❖ *Si rien* : Indiquez pour quelle raison vous ne voulez pas contribuer (*on ne suggère pas de réponses*) :

- désintéret pour le sujet
- du ressort des fonds publics
- difficulté de se prononcer sur une valeur
- autre :

- Indiquez le montant, parmi ceux que je vais vous énumérer, à partir duquel ce prix vous semblerait excessif *pour protéger l'environnement (la qualité de l'air et de l'eau, la flore et la faune)* :

10 \$ 20 \$ 30 \$ 50 \$ 75 \$ 100 \$
 120 \$ 150 \$ 200 \$ 300 \$ 400 \$ > 400 \$

❖ *Si rien* : Indiquez pour quelle raison vous ne voulez pas contribuer (*on ne suggère pas de réponses*) :

- désintéret pour le sujet
- du ressort des fonds publics
- difficulté de se prononcer sur une valeur
- autre :.....

- Indiquez le montant, parmi ceux que je vais vous énumérer, à partir duquel ce prix vous semblerait excessif *pour soutenir l'emploi et la production de bois* :

10 \$ 20 \$ 30 \$ 50 \$ 75 \$ 100 \$
 120 \$ 150 \$ 200 \$ 300 \$ 400 \$ > 400 \$

❖ *Si rien* : Indiquez pour quelle raison vous ne voulez pas contribuer (*on ne suggère pas de réponses*) :

- désintéret pour le sujet
- du ressort des fonds publics
- difficulté de se prononcer sur une valeur
- autre :.....

- Si vous deviez payer pour ces services, quelle forme vous semble la plus appropriée :

Participer à un fonds	<input type="checkbox"/>	Augmenter vos impôts	<input type="checkbox"/>
Payer un droit d'entrée	<input type="checkbox"/>	Autre	<input type="checkbox"/>

QUESTION 7

Informations personnelles :

- Quel âge avez-vous ?
- Quel est le plus haut niveau de scolarité que vous avez complété ?
- Sexe :
- Profession :
- Habitez-vous dans :
 - Un rang
 - Un village

- Une ville □

Merci pour votre précieuse collaboration.

RÉSERVÉ À L'ENQUÊTEUR

Nom du répondant :

Adresse :

No Tel : (.....)

Appel 1 :

- Date et heure:
- Durée :

Appel 2 :

- Date et heure :
- Durée :

