

LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES
DANS LE CONTEXTE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DU DÉVELOPPEMENT
DURABLE AU QUÉBEC

Par
Christine Bergeron-Verville

Essai présenté au Centre universitaire de formation
en environnement et développement durable en vue
de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Marc-André Guertin

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Décembre 2013

SOMMAIRE

Mots clés : Capacité de charge des écosystèmes, biens et services écologiques, seuils écologiques, *Loi sur le développement durable*, gestion adaptative, aménagement du territoire, orientations d'aménagement.

Les pressions anthropiques ayant augmenté considérablement depuis les années 50 sur les écosystèmes, plusieurs biens et services écologiques fournis par ces derniers se dégradent. Cela a pour effet d'affecter le bien-être d'une bonne partie de la population humaine qui dépend de ces biens et services pour survivre. De plus, au rythme auquel les pressions sont exercées, c'est également le bien-être des populations futures qui sera affecté en plus de compromettre la santé des écosystèmes à long terme. Afin d'assurer un développement durable, cet essai a pour objectif d'établir des recommandations pour permettre aux décideurs de tenir compte de la capacité de charge des écosystèmes dans le cadre de l'aménagement et du développement du territoire au Québec afin de favoriser le maintien des biens et services écologiques.

La capacité de charge des écosystèmes peut être définie comme étant le seuil au-delà duquel un bien ou un service écologique commence à être dégradé et ne peut plus contribuer au bien-être des populations. Au-delà de ce seuil, la détérioration causée aux écosystèmes empêchera certains groupes de populations et des générations futures à répondre à leurs besoins.

Cet essai permet de conclure que plusieurs lacunes existent actuellement au niveau de l'intégration du concept de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans la législation québécoise et dans les orientations d'aménagement. Ces lacunes empêchent de fournir un cadre qui permettrait d'assurer un aménagement et un développement durable du territoire. Pour y remédier, il est notamment recommandé d'améliorer les connaissances quant aux interrelations entre les processus des écosystèmes fournissant les biens et services écologiques ainsi que les impacts des activités humaines sur le maintien de ces derniers, d'établir une définition claire du concept de respect de la capacité de charge des écosystèmes, d'être prudent dans la prescription de seuils écologiques minimaux à respecter dans l'aménagement du territoire étant donné la complexité et la variabilité des écosystèmes, de favoriser l'utilisation des principes de la gestion adaptative notamment la notion de suivi des actions afin d'évaluer l'efficacité de celles-ci et d'ajuster les interventions en fonction des objectifs à atteindre et de s'assurer de faire preuve de davantage de flexibilité dans l'énoncé de principe à respecter afin de pouvoir réagir aux nouvelles situations et aux variations régionales.

REMERCIEMENTS

Cet essai n'aurait pu être accompli sans l'apport de plusieurs personnes que je tiens à remercier.

Tout d'abord, j'aimerais remercier M. Marc-André Guertin pour son support et ses précieux conseils tout au long du processus de l'essai. Par son expérience et ses commentaires constructifs, il a su alimenter ma réflexion et me guider dans l'exploration de ce sujet. Il a également su me motiver et me transmettre sa passion pour le sujet. Sa grande disponibilité a également largement contribué à la réussite de cet essai.

J'aimerais également remercier mes parents, Louise et Mario, pour m'avoir toujours encouragée dans la poursuite de mes études et différents projets de la maternelle à la maîtrise. Votre appui et votre amour inconditionnel me sont très précieux.

Je remercie également mes amis et mes collègues pour leur soutien moral.

Finalement, un merci particulier à Jean-Michel, mon amoureux, pour avoir été présent dans les moments difficiles. Merci pour ta patience et ton soutien.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1 LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES	4
1.1 Pourquoi s'intéresser à la capacité de charge des écosystèmes?	4
1.1.1 Importance des écosystèmes	4
1.1.2 Pression anthropique exercée sur les écosystèmes	6
1.1.3 Conséquences sur les écosystèmes	8
1.2 Définition du concept de capacité de charge	10
1.2.1 Origines du concept de capacité de charge.....	10
1.2.2 La capacité de charge appliquée à l'écologie	11
1.2.3 La capacité de charge appliquée aux populations humaines	13
1.3 Définition du concept de capacité de charge des écosystèmes dans une perspective de durabilité	15
1.3.1 Définition	15
1.3.2 Application du concept de capacité de charge	16
2 SEUILS ÉCOLOGIQUES POUR LE MAINTIEN DE LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES	18
2.1 Pluralité du concept de capacité de charge	18
2.2 Présentation des seuils écologiques	20
2.2.1 Milieux agricoles	20
2.2.2 Milieux humides.....	22
2.2.3 Milieux riverains	24
2.2.4 Milieux forestiers	25
2.2.5 Milieux urbanisés	26
2.3 Limites conceptuelles de l'utilisation des seuils écologiques.....	27
3 STRATÉGIE DE GESTION DES ÉCOSYSTÈMES : LA GESTION ADAPTATIVE.....	29

3.1	La gestion adaptative	30
3.1.1	Définition et principes	30
3.1.2	Étapes du processus de gestion adaptative	32
3.1.3	Points forts de la gestion adaptative	34
3.1.4	Points faibles de la gestion adaptative.....	35
3.2	Exemples d'application de la gestion adaptative pour le maintien de la capacité de charge des écosystèmes	36
3.2.1	Exemple #1 : Réhabilitation d'espèces de poissons en Australie.....	36
3.2.2	Exemple #2 : Projet de régénération des espèces de feuillus et de conifères dans la forêt boréale du nord-est de l'Ontario	37
3.2.3	Exemple #3 : Gestion adaptative dans la Great Bear forest	39
4	PRISE EN COMPTE DE LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES DANS LA LÉGISLATION QUÉBÉCOISE.....	40
4.1	Ancrage du concept dans la législation : la Loi sur le développement durable du Québec	40
4.1.1	Intégration du concept de capacité de charge des écosystèmes dans les plans d'action des ministères et organismes du Québec	42
4.1.2	Intégration du concept dans la législation québécoise.....	45
4.2	La capacité de charge dans les orientations d'aménagement et de développement du territoire	46
4.2.1	Orientations faisant référence au concept de capacité de charge des écosystèmes	46
4.2.2	Seuils à respecter selon les orientations d'aménagement.....	49
4.2.3	Différences entre les seuils écologiques et les seuils des orientations	50
4.3	Exemples d'intégration du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes	51
5	RECOMMANDATIONS	53

5.1	Le principe de respect de capacité de charge des écosystèmes	53
5.1.1	Reconnaître les biens et services écologiques importants	53
5.1.2	Reconnaître l'impact des modes de gestion sur les écosystèmes	54
5.1.3	Définir clairement le concept de capacité de charge dans le cadre de la gestion durable des écosystèmes.....	55
5.1.4	S'outiller pour évaluer et appliquer le principe de capacité de charge des écosystèmes.....	56
5.2	L'utilisation de seuils dans la gestion des écosystèmes : une stratégie limitée	56
5.3	La gestion adaptative comme complément à l'utilisation de seuils.....	58
5.4	Application du principe de capacité de charge dans l'aménagement du territoire	58
5.5	Résumé des recommandations.....	60
	CONCLUSION	61
	RÉFÉRENCES.....	64
	BIBLIOGRAPHIE	70
	ANNEXE 1 : GRILLE D'ÉVALUATION	71

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Interrelations entre les services écologiques et les constituants du bien-être humain	6
Figure 1.2	Courbe de la croissance des effectifs d'une espèce en fonction de la capacité de support du milieu.....	13
Figure 2.1	Définition de la zone de protection et de la zone critique entourant un milieu humide	23
Figure 3.1	Schéma des étapes de la gestion adaptative.....	32
Figure 3.2	Schéma du processus de gestion adaptative du projet en Ontario	38
Tableau 2.1	Débits réservés écologiques pour les rivières du Québec.....	25

LISTE DES ACRONYMES

CDB	Convention sur la diversité biologique
COGIRMA	Comité sur la gestion intégrée des ressources en milieu agricole
ENRQC	Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec
FADQ	Financière agricole du Québec
IIB	Indice d'intégrité biotique
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MAMROT	Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MEA	<i>Millenium Ecosystems Assesment</i>
MRC	Municipalité régionale de comté
NAESI	<i>National Agri-Environmental Standards Initiative</i>
ONU	Organisation des Nations Unies
TEEB	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>
UNEP	<i>United Nation Environmental Program</i>
WWF	<i>World Wildlife Fund</i>

INTRODUCTION

Il est de plus en plus démontré que le bien-être des populations humaines est lié à la santé des écosystèmes de par les biens et les services écologiques qu'ils fournissent (Millenium Ecosystems Assesment (MEA), 2005). Au cours de l'évolution, le rapport de l'homme à son environnement a beaucoup changé avec le développement de nouvelles technologies lui permettant de faire une exploitation plus efficace des ressources naturelles. Ainsi, dans les années 50 et 60, de nouveaux modes de production sont mis en place afin de pouvoir produire davantage de ressources pour soutenir la population qui connaît une croissance importante. Toutefois, le résultat escompté n'est pas atteint puisqu'il en résulte plutôt une augmentation de l'écart économique entre les populations du nord et des populations du sud ainsi qu'une détérioration de l'environnement. (Robinson, 1993). Il est d'ailleurs estimé que les impacts des activités anthropiques des 50 dernières ont changé plus rapidement et plus radicalement les écosystèmes qu'à toutes autres périodes de l'histoire (MEA, 2005).

Les principales menaces causées par la croissance des pressions des activités anthropiques sont la destruction des habitats, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des ressources, les changements climatiques et la pollution (MEA, 2005). Le Millenium Ecosystems Assesment (2005) évalue que 60 % des services écologiques ont été dégradés ou sont exploités de façon non durable. L'exploitation des services écologiques a certes permis un développement économique important et une amélioration de la qualité de vie d'une partie de la population humaine. Toutefois, cela c'est fait de façon non équitable et en hypothéquant les écosystèmes de façon à ce que les générations futures ne soutirer les mêmes bénéfices des écosystèmes (MEA, 2005). Ainsi, plusieurs études démontrent que les pressions exercées sur les écosystèmes dépassent la capacité de charge de ces derniers, c'est-à-dire leur capacité à se régénérer et à continuer de fournir des biens et des services (MEA, 2005; World Wildlife Fund (WWF), 2012).

La valeur des biens et services écologiques ayant été maintes fois démontrée, il s'avère impératif d'effectuer une gestion des écosystèmes permettant d'assurer le respect de leur capacité de charge afin de maintenir les biens et services écologiques essentiels au bien-être de toutes les populations. Dans ce sens, il y a lieu de voir à l'amélioration du développement du territoire et de l'exploitation des ressources naturelles. Ainsi, il faut s'interroger à savoir jusqu'à quel point un écosystème peut être modifié sans altéré sa capacité de se régénérer et de continuer à fournir des biens et services écologiques et quel est le niveau minimal de conservation qu'il faut appliquer dans l'optique d'assurer un développement durable du territoire.

Le concept de respect de la capacité de charge des écosystèmes fait déjà parti des principes de la *Loi sur le développement durable* du Québec. Ainsi, il est amené à être pris en compte par les organisations devant contribuer aux objectifs gouvernementaux découlant de la *Loi sur le développement durable*. Toutefois, son application reste limitée dans l'aménagement du territoire. Des lignes directrices doivent donc être mises en place afin que ce concept soit mieux intégré dans les orientations d'aménagement et dans la gestion des écosystèmes.

L'objectif de cet essai est de faire des recommandations afin de permettre aux décideurs de tenir compte de la capacité de charge des écosystèmes dans le cadre de l'aménagement et du développement du territoire afin de favoriser le maintien des biens et services écologiques. L'atteinte de cet objectif passera par la réalisation de plusieurs sous-objectifs qui sont de démontrer l'importance des biens et services écologiques pour le bien-être des populations humaines, de définir le concept de capacité de charge des écosystèmes en indiquant comment il sera transposé de l'écologie animale à l'écologie humaine dans une perspective de développement durable, d'identifier les seuils à respecter pour assurer le maintien des biens et des services écologiques selon les recommandations de la communauté scientifique, de présenter une stratégie de gestion du territoire respectueuse de la capacité de charge des écosystèmes et d'identifier le point d'ancrage du concept de capacité de charge dans la législation québécoise ainsi que sa prise en compte dans les orientations d'aménagement et de développement du territoire.

La réalisation de l'essai se fera par une revue littéraire d'articles scientifiques et de rapport produits par des organismes étudiant les écosystèmes. Cette démarche permettra dans un premier temps de faire une revue des définitions de la capacité de charge et de faire un inventaire des seuils écologiques recommandés par le milieu scientifique. Les données seront ensuite comparées avec les exigences québécoises en matière d'aménagement et de développement du territoire. Les seuils écologiques seront analysés sous l'angle de l'aménagement du territoire afin d'évaluer la prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes.

Le sujet de l'essai sera traité en cinq chapitres. Le premier chapitre de cet essai présentera la pertinence de s'intéresser à la capacité de charge des écosystèmes dans le contexte actuel de l'aménagement et du développement du territoire en décrivant le lien entre les écosystèmes et le bien-être des populations humaines en plus des conséquences des pressions anthropiques. La deuxième section de ce chapitre définira le concept de capacité de charge sera afin de retracer ses origines et d'établir une définition de la capacité de charge des écosystèmes dans une perspective de développement durable telle qu'elle sera utilisée dans la suite de l'essai.

Le deuxième chapitre servira à identifier les seuils écologiques que la communauté scientifique recommande afin de préserver la capacité de charge des écosystèmes selon le type de milieu dans lequel l'aménagement du territoire est exécuté. Ce chapitre permettra également de relever les limites inhérentes à l'utilisation de seuils écologiques pour la préservation des écosystèmes.

Le troisième chapitre présentera une alternative à la gestion des systèmes complexes que sont les écosystèmes afin de pallier aux lacunes de l'utilisation de seuils. Cette alternative est la gestion adaptative des écosystèmes. On retiendra de ce chapitre qu'en l'absence de seuils écologiques prédéterminés il est important d'adopter une stratégie de gestion itérative incluant une étape de mesure de l'atteinte des objectifs et de réajustement en cas de nécessité.

Le quatrième chapitre vise à faire une revue de ce qui est fait au Québec en matière de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans l'aménagement du territoire. Ce chapitre présentera comment le principe de respect de la capacité de charge est appliqué dans les plans d'action de développement durable des ministères et organismes du Québec. De plus, les seuils proposés par les orientations d'aménagement et de développement du territoire seront comparés à ceux recommandés par la communauté scientifique.

Le cinquième chapitre contiendra finalement les recommandations pour que le principe de capacité de charge soit appliqué plus concrètement dans le cadre d'un aménagement et d'un développement du territoire plus durable tel que prévu par la *Loi sur le développement durable* du Québec. Ces recommandations s'adresseront aux orientations d'aménagement ainsi qu'aux gestionnaires de projets de développement, de conservation et de restauration du territoire.

1 LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES

Le concept de capacité de charge est utilisé dans différents domaines et comporte plusieurs définitions. Ce chapitre indiquera, dans un premier temps la pertinence de s'intéresser à la capacité de charge des écosystèmes dans le contexte actuel. L'origine du concept sera ensuite présentée. Finalement, la définition dans une perspective de développement durable telle qu'elle sera utilisée dans la suite de l'essai sera offerte.

1.1 Pourquoi s'intéresser à la capacité de charge des écosystèmes?

L'intérêt porté à la capacité de charge des écosystèmes relève de l'importance que ces derniers représentent pour le bien-être des êtres humains. Il relève également de l'état de dégradation auquel ils sont soumis via les activités anthropiques, et ce, de façon importante depuis les 50 dernières années (MEA, 2005). Cette section présentera l'importance des écosystèmes en définissant les biens et services environnementaux qui contribuent à soutenir le bien-être des populations humaines et en présentant un état de la situation des impacts des actions anthropiques sur les écosystèmes ainsi que les conséquences de cette dégradation.

1.1.1 Importance des écosystèmes

Un écosystème est défini comme étant un milieu dont l'ensemble des composantes biotiques (plantes, animaux et micro-organismes) et abiotiques (environnement physique : eau, sols, relief, température, etc.) sont en constantes interactions afin de former une unité fonctionnelle (MEA, 2005). L'importance des écosystèmes découle, entre autres, du fait qu'ils contribuent au bien-être des êtres humains par l'entremise des biens et services qu'ils procurent à ces derniers. Les biens et services des écosystèmes peuvent être définis comme étant les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes (MEA, 2005). Fisher *et al.* (2009) précise dans sa définition de biens et services écologiques qu'il s'agit des bénéfices tirés de façon directe ou indirecte de la structure des écosystèmes ainsi que des processus issus des interrelations entre les différentes composantes des écosystèmes. Ces bénéfices visent à favoriser le bien-être des populations humaines (*ibid.*).

Le bien-être des populations humaines est constitué de plusieurs éléments. Dans son rapport sur les écosystèmes, le MEA (2005) indique que pour que le bien-être soit favorisé, il faut que les populations humaines aient notamment accès à tous les biens de base pour mener une vie agréable, à la santé, à l'établissement de bonnes relations sociales, à la sécurité, à l'éducation ainsi qu'à la liberté de choix et d'action (MEA, 2005). Les différents biens et services écologiques contribuent donc à combler ces besoins. Ainsi, les populations humaines dépendent des écosystèmes et sont liées à ces derniers pour assurer leur bien-être (MEA, 2005). Les populations humaines, faisant

partie des écosystèmes, ne dépendent pas seulement des écosystèmes pour assurer leur bien-être, mais aussi pour assurer leur survie (United Nation Environmental Program (UNEP), 2009)

Les biens et services écologiques sont présents sous différentes formes. Une vingtaine de biens et services écologiques sont dénombrés (MEA, 2005; Limoges, 2009). Ils peuvent être regroupés en quatre catégories, soit les services de support, d'approvisionnement, de régulation et culturels (MEA, 2005). Les services de support représentent le fondement des processus des écosystèmes qui permettent le maintien des biens et services écologiques des autres catégories. Leur impact sur le bien-être des populations humaines est donc indirect et se produit à long terme. Cette catégorie de services regroupe, entre autres, les processus liés à la formation des sols, au cycle des nutriments, à la photosynthèse et au cycle de l'eau (*ibid.*).

Les services de régulation sont des processus naturels permettant de contrôler les paramètres environnement afin de prévenir, entre autres, les désastres naturels, les changements climatiques et la prolifération de maladies afin de contribuer au bien-être des populations humaines (MEA, 2005; Limoges, 2009). Ces services, souvent indirect (Limoges, 2009) incluent le contrôle de la qualité de l'air, la séquestration du carbone, la prévention de l'érosion, la fertilisation du sol, la purification de l'eau, la pollinisation, le contrôle des espèces envahissantes via la prédation, etc. (The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), s.d.; MEA, 2005).

Les services d'approvisionnement sont les produits que les populations humaines peuvent obtenir directement des écosystèmes (MEA, 2005). Ces biens sont tout ce que les hommes peuvent utiliser pour se nourrir ou pour transformer afin de s'abriter, se divertir, ou répondre à leurs besoins en matière d'énergie ou de santé (Limoges, 2009). Il s'agit, par exemple, de la nourriture, de l'eau, des ressources naturelles et des plantes utilisées à des fins médicinales (TEEB, s.d.; MEA, 2005). Les biens soutirés des services d'approvisionnement peuvent l'être d'un écosystème naturel ou d'un écosystème transformé par les activités humaines tel que les récoltes produites dans un milieu agricole (UK National Ecosystem Assessment, 2011). Ces types de services résultent de l'existence des services de support et de régulation (*ibid.*).

Les services culturels sont des services immatériels que les populations humaines tirent des écosystèmes. Ces services contribuent à l'épanouissement spirituel, à la diversité culturelle, au divertissement, au développement cognitif, à la réflexion ainsi qu'à la valeur esthétique des lieux. (TEEB, s.d.; MEA, 2005)

Les différents biens et services écologiques sont, tel qu'il a été mentionné ci-dessus, reliés entre eux puisqu'ils peuvent participer à un même processus. De plus, un service écologique peut se retrouver dans plus d'une catégorie. Par exemple, l'eau d'une rivière peut être source d'énergie et ainsi être considérée comme un service d'approvisionnement. Toutefois, comme l'eau est source de vie, elle est également considérée comme un service de support. (MEA, 2005)

Les biens et services écologiques influent donc sur les différentes constituantes du bien-être humain, et ce, à différents degrés. La figure 1.1 démontre cette relation. Ces relations démontrent toute l'importance des écosystèmes et leur rôle par rapport aux populations humaines.

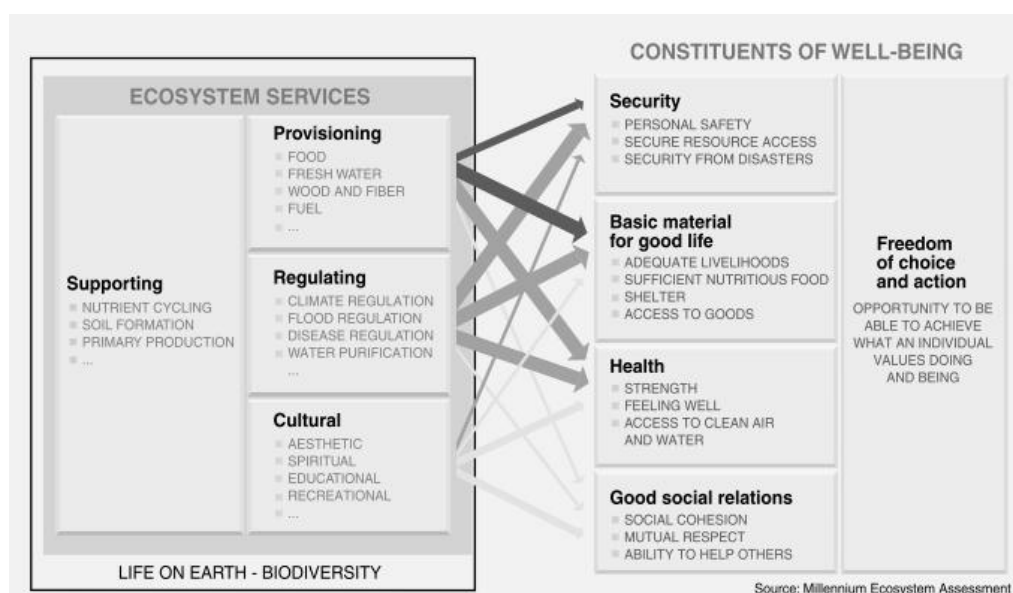


Figure 1.1 Interrelations entre les services écologiques et les constituants du bien-être humain (Image tirée de MEA, 2005, p.vi)

1.1.2 Pression anthropique exercée sur les écosystèmes

Le bien-être des populations humaines dépend des biens et des services des écosystèmes. Toutefois, les changements survenus dans les activités anthropiques dans les cinquante dernières années dans le but d'accroître le développement économique ont occasionné des pressions sur ces biens et services offerts par les écosystèmes. En effet, pour répondre à la croissance démographique et à la consommation accrue, les populations humaines ont intensifié leurs activités agricoles et forestières, la pêche et la chasse, l'utilisation de l'eau, l'urbanisation et l'industrialisation ainsi que l'utilisation de l'énergie et du transport. Ces facteurs ont causé des pressions importantes sur les écosystèmes et leur capacité à offrir des biens et des services. (WWF, 2012).

Les principales pressions causées par les activités anthropiques sur les écosystèmes sont classées en cinq catégories. Il y a la destruction des habitats, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des ressources, les changements climatiques et la pollution (MEA, 2005; WWF, 2012). Des exemples de ses pressions anthropiques seront présentés dans la section suivante.

La mesure de la pression anthropique exercée est faite via la mesure de l'empreinte écologique. L'empreinte écologique mesure la demande humaine sur la nature en évaluant la vitesse avec laquelle les ressources sont consommées et que les déchets sont rejetés par rapport à la vitesse avec laquelle la planète peut régénérer les ressources et absorber la pollution (Global Footprint Network, 2012). L'unité de mesure de l'empreinte écologique représente la somme des surfaces minimales nécessaires pour produire les ressources consommées par une population humaine, pour séquestrer le CO₂ produit par elle et non absorbé par les océans ainsi que la surface occupée par les constructions (Global Footprint Network, 2012; WWF, 2012). L'empreinte écologique fait donc la somme de l'utilisation de certains biens et services écologiques par les populations humaines, peu importe leur localisation sur la planète. La comptabilisation de l'utilisation des services écologiques pour évaluer l'empreinte écologique se base sur les besoins en séquestration du carbone, les espaces nécessaires pour l'élevage de pâturage et pour l'agriculture, les forêts requises pour l'exploitation forestière, la superficie couverte d'infrastructures anthropiques ainsi que les stocks nécessaires pour supporter la pêche (WWF, 2012). L'empreinte écologique tient également compte des technologies disponibles et utilisées par les populations humaines dans leurs activités (Global Footprint Network, 2012; WWF, 2012).

Actuellement, l'empreinte écologique globale dépasse la capacité de la planète à supporter les demandes des populations humaines. En effet, les pressions anthropiques ayant augmenté depuis la fin de la Deuxième Guerre mondiale, l'empreinte écologique globale atteinte en 1970 démontre qu'il faut plus d'un an aux écosystèmes pour régénérer les ressources nécessaires pour compenser pour ce qui a été consommé durant une année. L'empreinte écologique de la population ne cesse d'augmenter depuis. Toutefois, il est important de souligner qu'elle varie d'un pays à l'autre. Elle est notamment influencée par le niveau de développement du pays, par les choix individuels tels que l'alimentation, les moyens de transport privilégiés et les choix de produits, etc. ainsi que par les orientations gouvernementales et économiques telles que les engagements politiques et le développement de nouvelles technologies. (WWF, 2012)

Ainsi, les variations observées entre les individus d'un pays à l'autre démontrent qu'en 2008, les six pays ayant la plus grande empreinte écologique étaient le Brésil, la Chine, les États-Unis

d'Amérique, la Russie, l'Inde et le Canada. Si la population de la planète entière adoptait le mode de vie d'un citoyen américain moyen, il serait nécessaire d'avoir l'espace équivalent à quatre planètes afin de supporter les demandes sur les écosystèmes. En contrepartie, si le mode de vie d'un indonésien était adopté par l'ensemble de la population mondiale, les deux tiers seulement de la planète seraient suffisants pour supporter la demande. (WWF, 2012)

1.1.3 Conséquences sur les écosystèmes

Les pressions exercées sur les écosystèmes au-delà de leur capacité pour répondre à la demande anthropique entraînent des conséquences sur cette même capacité et par le fait même sur le bien-être des populations humaines. Le MEA a évalué qu'environ 60 % des biens et services écologiques sont présentement dégradés ou utilisés de façon non durable (MEA, 2005). Généralement, la modification d'un écosystème par l'être humain pour améliorer les bénéfices tirés d'un de ses services cause des modifications aux autres services écologiques. Par exemple, en voulant augmenter la production agricole et augmenter les surfaces de culture, de grandes superficies de terres ont été défrichées. Cependant, la diminution des aires forestières diminue l'efficacité du service de régulation de la qualité de l'aire que fournissent les arbres via la séquestration du carbone (*ibid.*).

La dégradation des services écologiques résulte du fait que les changements imposés aux écosystèmes par les activités anthropiques les ont profondément transformés en modifiant leurs structures et leurs processus (MEA, 2005). Les écosystèmes terrestres ont largement été modifiés par les modifications du paysage et la surexploitation des ressources causées par la conversion des espaces naturels en terres agricoles et par l'utilisation de nouvelles technologies pour augmenter la production de l'extraction des ressources naturelles (MEA, 2005; Convention sur la diversité biologique (CDB), 2010).

Les écosystèmes marins, quant à eux, ont principalement été perturbés par la surexploitation des ressources par les activités de pêche. La pêche commerciale a en effet causé une diminution importante dans les 50 dernières années de la biomasse disponible. De plus, certaines techniques de pêche, telles que la pêche au chalut, ont causé des modifications significatives de l'habitat (MEA, 2005; CDB, 2010).

Les écosystèmes d'eau douce sont quant à eux menacés par la pollution, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes et par l'altération de leur structure. En effet, les rejets industriels, municipaux et agricoles provoquent une hausse du taux de nutriments et de sédiments présents dans

les rivières (MEA, 2005; CDB, 2010). Cette augmentation provoque un déséquilibre des processus des écosystèmes menant à l'eutrophisation des cours d'eau et à la diminution de la qualité de l'eau potable. L'introduction d'espèces exotiques envahissantes a conduit, quant à elle, à l'extinction de certaines espèces. La modification de la structure de cours d'eau par l'ajout de barrages a eu un impact sur les fréquences des crues et a diminué la quantité de sédiments transportés aux estuaires (MEA, 2005). De plus, la ressource en eau est largement exploitée dans différentes activités anthropiques. L'irrigation agricole utilise notamment 70 % des ressources d'eau douce disponible (CDB, 2010).

Le MEA estime que la pollution par l'augmentation du taux de rejets de nutriments causés par les activités anthropiques est le type de pression qui a le plus modifié les écosystèmes de toute sorte. Les changements climatiques causés par l'augmentation de la production de gaz à effet de serre sont également un type de pression anthropique qui affecte tous les écosystèmes (MEA, 2005). En effet, dans les 100 dernières années, la température moyenne a augmenté de 0,74°C et pourrait connaître une hausse de 2,4°C à 6,4°C d'ici 2100 (CDB, 2010). Cette augmentation de température perturbe l'équilibre des processus des écosystèmes tels que la distribution géographique des espèces ainsi que la taille des populations. (MEA, 2005; CDB, 2010)

Au niveau des populations humaines, la dégradation des écosystèmes est d'abord ressentie par les populations plus défavorisées puisque leur mode de vie dépend généralement directement des services des écosystèmes (WWF, 2012). Bien que le développement connu dans les dernières années ait permis de tirer profit du meilleur des services offerts par les écosystèmes, les retombées n'ont pas été bénéfiques pour tous. Une certaine iniquité existe entre les populations quant à l'utilisation des biens et des services écologiques. Il est noté que l'exploitation d'un service écologique par un groupe brime un autre groupe de l'accès aux bénéfices de ce même service. Ainsi, dans les milieux fortement urbanisés des pays en développement, il est estimé qu'annuellement 1,7 million de personnes meurent de maladies causées par le manque d'hygiène et l'accès à l'eau potable. La diminution des stocks de poissons cause une augmentation du coût de cet aliment qui est la principale source de protéine dans certaines populations. Les populations affectées par cette perte de services écologiques sont généralement plus vulnérables pour y faire face. De plus, la perte d'un service écologique est également valable pour les générations futures (MEA, 2005).

1.2 Définition du concept de capacité de charge

Afin de déterminer la dégradation maximale que peut atteindre un écosystème tout en continuant de supporter le bien-être des populations humaines, le concept de capacité de charge de ces derniers est évoqué (del Monte-Luna *et al.*, 2004; WWF, 2012). Ce concept dont la définition semble intuitivement simple comporte plusieurs définitions selon le domaine dans lequel il est employé (Cohen, 1995; del Monte-Luna *et al.*, 2004; Sayre, 2008). De plus, différents termes sont employés afin de faire référence à ce concept. Ainsi, certains textes mentionnent la biocapacité des écosystèmes, leur capacité de support ou encore leur capacité de résilience. Ces termes font tous référence au même concept qu'est la capacité de charge (Gunderson, 2000; del Monte-Luna *et al.*, 2004; WWF, 2012). Cette section a pour but de retracer les origines de ce concept et de le définir dans les deux domaines où il a été le plus souvent appliqué soit l'écologie et la projection de la population humaine (Sayre, 2008).

1.2.1 Origines du concept de capacité de charge

Tel que précisé précédemment, le concept de capacité de charge est utilisé dans plusieurs domaines, et ce, depuis plusieurs années. Dans un article, Sayre (2008) retrace l'utilisation du terme capacité de charge à travers les publications. Le premier à faire référence à la capacité de charge est Thomas Robert Malthus qui, en 1798, dans « *An essay on the principle of population* » cherche à prédire à l'aide d'un modèle mathématique la croissance des populations afin d'évaluer la capacité de la planète à supporter une telle densité. Il fait ainsi référence au concept de capacité de charge en évoquant que la croissance de la taille d'une population est soumise à certaines limites (Cohen, 1995; Sayre, 2008). Toutefois, il faudra attendre plusieurs années avant que le concept soit nommé (Sayre, 2008).

Entre temps, le concept de capacité de charge fut utilisé dans le domaine du transport maritime. Il faisait alors référence à la quantité de marchandise qu'un navire marchand pouvait contenir. Ce concept était utilisé pour calculer la valeur des taxes associées au passage du navire dans un port d'après une estimation de la capacité de contenance du navire. Ainsi, en évaluant les dimensions d'un navire, il était possible de déterminer à l'aide de calculs la quantité de marchandise que ce dernier avait à son bord. Le concept s'est ensuite raffiné afin de pouvoir distinguer le volume d'un navire de sa capacité marchande. Par la suite, le concept de capacité de charge a continué d'être employé dans le domaine du transport où il servait à indiquer la charge, de marchandise ou de personnes, qu'un moyen de transport pouvait contenir. (Sayre, 2008)

Le concept a ensuite été appliqué aux éléments composants les écosystèmes, tant la fraction biotique qu'abiotique. Il était ainsi question du poids de la charge qu'un animal pouvait transporter ou encore de la quantité de pollen pouvant être transporté par une abeille. Pour les éléments abiotiques des écosystèmes, il était question du taux d'humidité pouvant être contenu dans l'air. (Sayre, 2008)

Le concept de capacité de charge a, par la suite, commencé à être utilisé dans le domaine de la gestion des réserves naturelles afin d'évaluer l'évolution de la taille des populations fauniques et d'en faire la gestion dans le cadre des activités de chasses. À cette application écologique du concept de capacité de charge, c'est ajouté une application relative à la croissance des populations humaines (Sayre, 2008). L'application du concept de capacité de charge dans ces deux domaines sera traitée dans les deux sections suivantes

1.2.2 La capacité de charge appliquée à l'écologie

Le concept de capacité de charge appliqué à l'écologie est surtout relié à la gestion de la faune afin d'évaluer la taille de la population pouvant être supportée par un milieu. Au début de son utilisation, il servait sur tout à la gestion des ressources. Le concept était utilisé afin de faire la distinction entre la capacité de charge originale et la capacité de charge dite « actuelle ». La première application faisait référence à la capacité d'un milieu à supporter une population ou à produire certains biens dans son état naturel alors que la seconde conception était l'évaluation de cette même capacité suite à la modification du milieu par l'homme. L'utilisation du concept a par la suite été transférée de l'agriculture à la gestion de la faune. L'apparition de l'utilisation de ce concept dans ce domaine est due à l'intention de comprendre la taille maximale de la population d'une espèce de gibier pouvant être se trouver à un certain endroit afin d'accroître le nombre de bêtes. (Sayre, 2008)

Dans les années 1910, Aldo Leopold avait remarqué un point de saturation au-delà duquel la croissance des populations animales atteignait un plateau. Selon l'espèce, le niveau de ce point de saturation pouvait dépendre de l'accès aux ressources, telles que la nourriture, ou de la densité de la population animale dans une région. Ainsi, en modifiant les facteurs environnementaux, il était possible d'augmenter ou de diminuer la population d'une espèce pour la gestion de la chasse. La capacité de support originale d'un milieu se trouvait donc modifiée vers un nouveau seuil de capacité de support. La capacité de charge avait donc été définie comme étant la quantité d'animaux d'une espèce X qu'un habitat pouvait supporter à un temps donné. (Sayre, 2008)

Cette observation a ensuite été transposée en modèle mathématique par les biologistes afin d'évaluer la capacité des espèces à se multiplier. Il s'agit du potentiel biotique des espèces qui peut être traduit par une équation théorique. (Gunnell, 2009)

$$dN/dt = r*N$$

Cette équation indique que l'évolution du nombre d'individus au cours du temps (dN/dt) est proportionnelle au nombre d'individus déjà présents (N). Le r indique le taux de croissance propre à l'espèce (Gunnell, 2009). Il s'agit d'un paramètre conceptualisé dans l'équation de Malthus (Cohen, 1995).

Toutefois, afin d'obtenir une équation plus représentative de la réalité, il faut également considérer les facteurs environnementaux ayant un impact sur la croissance de l'espèce (Gunnell, 2009). Tel qu'observé par Leopold, certains facteurs environnementaux offrent une résistance à la croissance des espèces (Sayre, 2008). Cette résistance se retrouve sous la forme des ressources limitées (lumière, espace, proie, nutriments) ainsi que dans la compétition entre les individus d'une même espèce et entre les espèces (Sayre, 2008 ; Gunnell, 2009). Ces facteurs limitatifs définissent la capacité de support du milieu (K) et sont propres à chaque espèce. Le paramètre K devient le taux de croissance de la population. Il permet d'obtenir l'équation suivante :

$$dN/dt=((K-N)/K)$$

Cette équation démontre qu'avec le temps, le nombre d'effectifs d'une espèce va augmenter de façon sigmoïdale jusqu'à l'atteinte d'un plateau qui correspond à la capacité de charge du milieu dans lequel il se trouve (Figure 1.2). Plus la taille de la population se rapproche du seuil de la capacité de charge, plus le taux de croissance diminue (Gunnell, 2009).

Dans les années 40, ce concept a tenté d'être appliqué aux populations humaines afin de modéliser la croissance de la population mondiale.

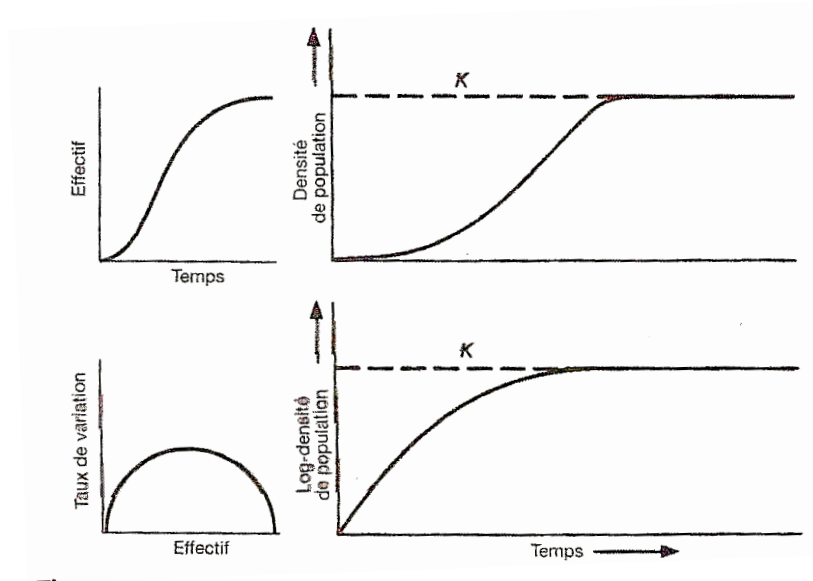


Figure 1.2 Courbe de la croissance des effectifs d'une espèce en fonction de la capacité de support du milieu (Image tirée de Gunnell, 2009, p.307)

1.2.3 La capacité de charge appliquée aux populations humaines

Le concept de capacité de charge a également été utilisé afin de réaliser des projections de la taille des populations humaines. L'intérêt de calculer la taille future de la population est induit par l'interrogation à savoir si la planète Terre pourra soutenir les populations à venir en satisfaisant les besoins de tous (Cohen, 1995). L'Organisation des Nations Unies (ONU) estime qu'en 2050, la population atteindra le nombre de 9,6 milliards de personnes. Cette croissance s'effectuera surtout dans les pays en développement (Nations Unies, 2013). La question de la capacité de la planète à soutenir la population grandissante avait également été creusée par Malthus (Cohen, 1995). Ainsi, le modèle développé par Malthus pour effectuer des projections de la croissance de la population et qui est souvent cité lorsque la question de capacité de charge est abordée a souvent été critiqué puisqu'il ne considère pas la possibilité du développement technologique pour aller chercher de nouvelles ressources pour répondre aux besoins de la population humaine (*ibid.*). Pour compléter l'équation proposée par le modèle de Malthus, Verhulst a ajouté le concept de saturation à la courbe de croissance des populations qui correspond à la capacité de charge de la planète soit le niveau de population maximal pouvant être supporté (Gunnell, 2009).

De façon simplifiée, l'évolution de la population humaine pourrait être définie à l'aide de l'équation suivante adaptée du principe de population de Malthus et de Verhulst :

$$I = P \times A \times T$$

Où I est l'impact total des activités humaines sur l'environnement, P est la taille de la population, A est le niveau de richesse de la population et T est l'ensemble de paramètres permettant la production de richesse (technologies, incitations gouvernementales, croyances culturelles, etc.). Pour réduire l'impact sur la planète, il faut que le T compense pour la croissance de P et A (Gunnell, 2009).

Afin d'estimer la capacité de la planète à supporter la population humaine, différentes méthodes ont été utilisées par les scientifiques. L'une d'elles consiste à diviser la planète en région et estimer la densité maximale de population pouvant être supportée par chaque région. La somme de la densité de chaque région donne la taille maximale de la population pouvant être supportée par la planète. Une autre méthode consiste à juxtaposer la croissance historique de la population à des équations mathématiques et à les extrapoler pour le futur. Toutefois, puisque les lois naturelles régissant le taux de natalité et de mortalité ne sont pas bien comprises, il est difficile d'obtenir des courbes mathématiques s'ajustant à l'évolution de la population. Plusieurs études ont également basé leurs projections sur une les contraintes à la croissance de la population. Certaines de ces études ne considèrent qu'une seule contrainte soit la production de nourriture. Toutefois, l'utilisation de cette contrainte peut mener à des projections très variables puisque la quantité de nourriture produite diffère à travers les régions et à travers le temps selon le type de culture choisi, la quantité consommée par les communautés, les divers facteurs environnementaux, etc. Ainsi, pour pallier à cette lacune, d'autres auteurs ont privilégié l'utilisation plusieurs facteurs tels que la nourriture et l'eau. D'autres études utilisent la surface nécessaire pour la production de différentes ressources pour estimer la taille de la population pouvant être supportée. Cependant, ces méthodes utilisées pour déterminer la taille maximale de la population sont jugées comme étant statiques et non représentatives de la réalité puisqu'elles ne permettent pas de considérer les changements pouvant survenir dans les relations entre les variables. Ainsi, d'autres études ont pris en considération le fait que la taille des populations peut être influencée par de multiples facteurs interdépendants. Elles ont ainsi développé des modèles de systèmes, utilisent des systèmes modèles pour estimer l'évolution de la croissance de la population tenant compte de ces interrelations. Cependant, ces projections n'ont pu être développées pour la population globale. De plus, la capacité d'une région ne peut pas être établie indépendamment de celle des autres régions du monde puisque certains biens et services écologiques sont partagés globalement tels que ceux relevant de l'atmosphère, de la biodiversité et des océans. (Cohen, 1995)

Il ressort donc que la projection capacité de charge de la planète est difficilement applicable aux populations humaines. En écologie appliquée, neuf façons différentes ont été développées afin

d'évaluer la capacité de charge des espèces. Toutefois, aucune de ces méthodes ne peut être appliquée explicitement aux populations humaines puisque la capacité de la planète à les supporter dépend de plusieurs variables relevant des choix individuels et collectifs. (Cohen, 1995)

1.3 Définition du concept de capacité de charge des écosystèmes dans une perspective de durabilité

La capacité de la terre à supporter les populations humaines rejoint donc l'idée d'une gestion durable des ressources naturelles dans la mesure où la façon dont les biens et services écologiques sont utilisés par tous indique le niveau de population pouvant être soutenu par la planète (Cohen, 1995; Hilborn, 1995 In del Monte-Luna *et al.*, 2004). La définition de capacité de charge peut également s'appliquer à différents domaines et à différentes échelles tel que discuté ci-dessus. En effet, elle s'applique à la croissance de la population ainsi qu'au développement des communautés par les interactions entre les espèces avec l'environnement (del Monte-Luna *et al.*, 2004). Elle s'applique également à la dynamique des écosystèmes dans la mesure où ces derniers incluent les êtres humains (*ibid.*).

La section ci-dessous présentera donc une définition du concept de capacité de charge des écosystèmes dans un contexte de développement durable. Cette définition servira de référence pour la suite de l'essai. De plus, cette section présentera l'utilité d'une telle définition.

1.3.1 Définition

La capacité de charge des écosystèmes représente, dans l'histoire naturelle, le maximum d'espèces qu'un écosystème peut supporter en fonction de plusieurs facteurs environnementaux. Toutefois, l'Homme est une espèce qui a cherché à se développer en se concentrant sur les retombées économiques sans se préoccuper des conséquences qu'un tel développement puisse avoir sur les écosystèmes desquels il tire ses ressources. Il aura fallu l'avertissement lancé par le Club de Rome pour mettre en lumière les conséquences de l'exploitation des ressources et du développement industriel (del Monte-Luna *et al.*, 2004). Les écosystèmes ont une capacité de résilience leur permettant d'accumuler un certain niveau de perturbation. Toutefois, lorsque le niveau de perturbation est trop important, la structure de l'écosystème est modifiée (Gunderson, 2000). C'est cette pression qui a causé la perte de biens et de services écologiques (MEA, 2005).

Bien que les modèles de projections concernant la population maximale tiennent compte de la capacité des populations à développer des technologies pour augmenter les bénéfices des écosystèmes dégradés ou pour les remplacer, cette compensation ne pourra pas se faire indéfiniment (del Monte-Luna *et al.*, 2004; MEA, 2005). Les écosystèmes devront donc être exploités de façon

plus durable afin de respecter les limites d'assimilation et de régénération de leurs biens et services écologiques (Goodland, 1995).

Un développement durable répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs (*Loi sur le développement durable* du Québec). Elle implique donc qu'il doit contribuer à l'amélioration de la qualité de vie des humains, tant des générations actuelles que futures, en tenant compte de la capacité de charge des écosystèmes (WWF, 1993 *In* Goodland, 1995)

Ainsi, dans un contexte de développement durable, la capacité de charge des écosystèmes sera définie comme étant la limite du développement et de croissance de la population humaine afin de préserver les biens et les services écologiques. La capacité de charge des écosystèmes est dépendante des processus écologiques et des relations entre l'aspect fini des biens et services écologiques et leur consommation par la population (del Monte-Luna *et al.*, 2004). La capacité de charge est donc le seuil au-delà duquel un bien ou un service écologique commence à être dégradé et ne peut plus contribuer au bien-être des populations. Au-delà de ce seuil, la détérioration causée aux écosystèmes empêchera certains groupes de populations et des générations futures à répondre à leurs besoins.

La capacité de charge des écosystèmes peut être un seuil qui est variable dans le temps et qui nécessite d'être réévalué. Tel que mentionné à plusieurs reprises ci-dessus, plusieurs variables humaines, technologie existante, politiques, croyances culturelles et les choix individuels, influencent la capacité de charge des écosystèmes. Cette dernière peut également être influencée par des phénomènes naturels affectant les structures et les processus des écosystèmes tels que le phénomène El Nino (del Monte-Luna *et al.*, 2004).

Le gouvernement du Québec dans sa *Loi sur le développement durable* considère également le respect de la capacité de charge comme étant un principe important dans la recherche de l'atteinte d'un niveau de développement durable et d'équité avec les générations futures. En effet, la capacité de charge des écosystèmes compte parmi les 16 principes qu'il a choisis afin de guider l'administration publique dans ses actions et ses décisions (*Loi sur le développement durable* du Québec).

1.3.2 Application du concept de capacité de charge

L'état de dégradation dans lequel se trouvent les écosystèmes et l'impact que cela a sur le bien-être des populations humaines nécessite de mettre en pratique le respect de la capacité de charge des

écosystèmes. En effet, puisque les activités anthropiques reposent sur les biens et services écologiques, il y a lieu de les maintenir en santé (Goodland, 1995). À cet effet et dans un contexte de développement durable, le gouvernement du Québec demande à ses ministères et organismes de prendre en compte les principes du développement durable dans leurs actions et dans leurs décisions (*Loi sur le développement durable* du Québec). Les actions dans lesquelles les principes du développement durable doivent être incorporés peuvent être un plan, une planification, une stratégie, une directive, une loi, une politique, une réglementation, etc. Le gouvernement du Québec recommande que les principes soient prioritairement intégrés dans les actions structurantes, c'est-à-dire les actions qui sont majeures et qui ont une influence sur les autres actions (Québec, 2009a).

Ainsi, le gouvernement du Québec recommande la prise en compte de la capacité de charge des écosystèmes plus particulièrement pour les activités ayant un lien avec :

- les ressources naturelles;
- les processus chimiques, biologiques ou physiques d'un écosystème;
- les capacités d'adaptation de l'écosystème;
- le potentiel de production des écosystèmes (en produits, en molécules organiques, en molécules d'intérêt pharmaceutique, en ressources génétiques, etc.);
- les possibilités de régulation;
- la fonction d'équilibres écologiques. (Québec, 2009a)

La capacité de charge doit donc être appliquée dans différents domaines de décisions et à tous les niveaux de décision. Toutefois, l'évaluation de la capacité de charge des écosystèmes ne peut être appliquée de façon globale puisque cette échelle ne rend pas compte des nuances régionales. Les écosystèmes étant différents d'une région à l'autre, il ya lieu d'évaluer à l'échelle locale l'effet d'une perturbation sur l'écosystème d'autant plus que les effets ne se manifestent pas de façon linéaire (del Monte-Luna *et al.*, 2004). De plus, les activités anthropiques, le taux d'occupation du sol et l'intensité des activités varient d'un endroit à l'autre. Ces différences font en sorte que les seuils à respecter sont variables d'une région à l'autre (Goodland, 1995). Les décideurs devront donc tenir compte de cette variation dans les seuils à utiliser afin de réaliser l'aménagement du territoire selon qu'ils se trouvent dans un milieu agricole, forestier ou urbanisé.

2 SEUILS ÉCOLOGIQUES POUR LE MAINTIEN DE LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES

Telle que définie dans le chapitre précédent, la capacité de charge des écosystèmes est le seuil sous lequel les écosystèmes ne sont pas dégradés et peuvent fournir des biens et services écologiques. Toutefois, dû à la variabilité des écosystèmes et à la complexité des interrelations entre les composantes des écosystèmes, la première section de ce chapitre présentera que la capacité de charge d'un écosystème ne peut pas être définie par un seul seuil. La deuxième section détaillera les différents seuils par type d'écosystèmes à considérer lors de l'aménagement du territoire pour respecter leur capacité de charge. Finalement, la dernière section de ce chapitre présentera les limites conceptuelles de l'utilisation des seuils écologiques lors de la gestion des écosystèmes.

2.1 Pluralité du concept de capacité de charge

Puisqu'il existe une variabilité d'un écosystème à l'autre ainsi qu'une complexité au sein de la structure d'un même écosystème, la capacité de charge d'un écosystème ne peut pas être définie par un seul seuil. Il s'agit plutôt d'un ensemble de seuils qui, une fois rencontrés, permettent d'assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes (Canada, 2013). En effet, de par sa définition, un écosystème est un réseau complexe et dynamique formé de plusieurs composantes, tant abiotique que biotique, qui interagissent entre elles (MEA, 2005). Ce réseau complexe d'interactions permet la production de biens et services écologiques (MEA, 2005; Sheldon *et al.*, 2005). Les seuils à respecter pour assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes doivent tenir compte de cette complexité et se baser sur plusieurs éléments.

Il a été démontré par des projets de restauration que les composantes des écosystèmes sont reliées entre elles. En effet, des mesures prises pour améliorer la biodiversité d'un milieu agricole ont également permis d'augmenter les bénéfices tirés des services d'approvisionnement de ce même milieu. Ainsi, pour s'assurer de respecter la capacité de charge d'un écosystème utilisé pour l'agriculture et maintenir sa capacité à fournir des récoltes, il faut veiller à ce que les seuils écologiques permettant d'assurer le maintien des autres services essentiels à cette fin soient également respectés. Ainsi, pour améliorer la production agricole, il faut que la disponibilité de l'eau soit maintenue; que les habitats pour la faune et la flore soient préservés; que la pollinisation puisse être perpétuée et que la régulation du climat et des espèces envahissantes puisse être effectuée. (UNEP, 2010)

Pour poursuivre avec l'exemple de l'agriculture, il est recommandé de préserver les cinq composantes suivantes pour assurer la capacité de l'écosystème à se régénérer et à fournir des biens et services :

- Préserver la présence naturelle de la compétition entre les espèces afin d'assurer un frein à l'invasion d'espèces exotiques;
- Préserver l'alimentation en eau et le maintien de la régulation des crues;
- Préserver un climat ne favorisant pas l'évapotranspiration;
- Préserver la biodiversité par la rotation des cultures. (UNEP, 2010)

L'ensemble de l'écosystème doit donc toujours être considéré et les seuils dictés dans les politiques de gestion du territoire doivent être considérés comme étant un tout et ne pas être divisés (UNEP, 2010; Canada, 2013).

La gestion du territoire doit donc se baser sur différents seuils pour déterminer la limite à ne pas franchir pour respecter la capacité de charge des écosystèmes s'y trouvant. Il a été mentionné plus haut que les seuils de respect de la capacité de charge d'un écosystème ne peuvent pas être appliqués à un autre écosystème à cause des variabilités régionales (Goodland, 1995; del Monte-Luna *et al.*, 2004). Cette unicité des écosystèmes est due à la variabilité causée par des questions d'échelle spatiotemporelle, des composantes de l'écosystème et des perturbations anthropiques (Dale *et al.*, 2000; Sheldon *et al.*, 2005). Ces différents principes font en sorte qu'il est impossible de calquer la gestion du territoire d'un endroit à un autre afin d'en respecter la capacité de charge.

Selon l'échelle spatiotemporelle utilisée pour l'observer, l'écosystème représentera une grande variabilité. Ainsi, les processus d'un écosystème et ses réponses à une perturbation peuvent être plus ou moins rapides selon la composante qui est affectée. En effet, certains processus se produisent en quelques secondes, tels que la reproduction des cellules, alors que d'autres peuvent se dérouler sur des décennies tels que la formation du sol (Sheldon *et al.*, 2005). Au niveau spatial, les particularités régionales d'un écosystème, soit le climat, le relief ainsi que l'hydrologie, feront en sorte que des seuils propres à sa situation devront être respectés afin d'assurer le respect de sa capacité de charge. Le paysage duquel fait partie l'écosystème le rend également unique puisque le taux de couverture végétale ainsi que la forme de cette couverture et les activités y ayant lieu influenceront son développement (*ibid.*). Pour ce qui est des composantes biotiques et abiotiques formant l'écosystème, ces dernières auront des interactions qui produiront des processus et une structure propre à l'écosystème. De plus, chaque composante aura ses propres seuils à respecter afin

d'assurer son maintien (*ibid.*). Finalement, le type de pression anthropique exercée sur l'écosystème, la durée durant laquelle cette pression sera exercée et la force avec laquelle elle le sera imposera différents seuils écologiques. (*ibid.*). Ainsi, un seuil global ne peut pas être appliqué pour connaître la capacité de charge d'un écosystème (del Monte-Luna *et al.*, 2004). Pour connaître la limite de perturbation pouvant être supportée par un écosystème sans nuire à sa capacité de fournir des biens et des services écologiques, un ensemble de seuils écologiques devront être respectés selon le type d'écosystème rencontré.

2.2 Présentation des seuils écologiques

Cette section présentera les seuils écologiques qu'il est recommandé de respecter afin de maintenir les biens et les services écologiques d'un écosystème par la littérature scientifique. Les seuils présentés concernent les écosystèmes tempérés similaires à ceux du sud du Canada. Il s'agit bien souvent d'exigences minimales à rencontrer dans l'aménagement du territoire (Canada, 2013). Il est préférable d'assurer dans un premier temps la conservation des écosystèmes selon ces critères et, advenant le cas où l'écosystème est déjà dégradé, d'envisager la restauration en second lieu en réaménagement le territoire de façon à répondre à ces seuils (*ibid.*). Les seuils présentés dans les sections suivantes sont principalement tirés de sources faisant le recensement d'études scientifiques visant à déterminer les limites à respecter lors de l'aménagement du territoire pour préserver certains milieux, certaines espèces ou certains services écologiques (Comité sur la gestion intégrée des ressources en milieu agricole (Comité sur la Gestion intégrée des Ressources en Milieu Agricole (COGIRMA), 2010; Canada, 2013). Ils sont divisés en cinq sections représentant chacune un type d'utilisation du territoire soit les milieux agricoles, les milieux humides, les milieux riverains, les milieux forestiers et les milieux urbanisés. Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive.

2.2.1 Milieux agricoles

L'utilisation des terres à des fins agricoles implique une augmentation de la charge de polluants, la déforestation et la dégradation des habitats riverains (Allan, 2004). Pour pallier aux pressions exercées par les activités anthropiques dans les milieux agricoles, il est préférable de conserver une bande de végétation entre les zones cultivées et les cours d'eau. Les seuils relatifs à la largeur de cette bande riveraine varient notamment selon la largeur du cours d'eau, l'utilisation de l'eau qui est faite, le type d'activité agricole (COGIRMA, 2010; Canada, 2013). Cette bande riveraine devrait idéalement avoir une largeur en haut de talus proportionnelle à la largeur du cours d'eau mesurée. (COGIRMA, 2010).

Le seuil minimal à respecter quant à la largeur de la bande riveraine varie selon la caractéristique de l'écosystème à préserver. Ainsi, si l'objectif est de favoriser la biodiversité, dans le cours d'eau adjacent à des terres agricoles, la bande riveraine devrait respecter le seuil minimal d'une largeur de 5 m pour les cours d'eau de moins de 1 m et d'au plus 15 m pour les cours d'eau de plus de 5 m de large (COGIRMA, 2010). Si l'objectif est de former un écran afin de limiter tout impact produit par les activités agricoles sur la qualité des cours d'eau adjacents à ces terres, le *National Agri-Environmental Standards Initiative* (NAESI) recommande plutôt que la largeur de la bande riveraine soit d'au moins 100 m sur les deux rives d'un cours d'eau ou de 30 m lorsqu'il est impossible d'atteindre 100 m. Les cours d'eau de 1^{er} et de 2^e ordre doivent également être végétalisés sur 75 % de leurs berges (*ibid.*).

Au niveau de la composition de la bande riveraine, celle-ci devrait être composée de végétation naturelle, diversifiée et étagée. Elle doit également s'inscrire en continuité avec les cultures adjacentes afin que la filtration du ruissellement soit facilitée (COGIRMA, 2010).

Pour ce qui est du taux de polluants émis par les activités agricoles, les principaux seuils écologiques à respecter sont relatifs au phosphore et au nitrate. Selon les critères de qualité du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), ces derniers devraient respectivement être conservés en dessous de 0,03 mg/L et 10 mg/L (COGIRMA, 2010).

Au Nouveau-Brunswick, la législation préconise une bande riveraine d'une largeur de 75 m pour les plans d'eau servant de réservoir d'eau potable afin d'en assurer la qualité. Selon la proximité du point de prise d'eau, certaines activités agricoles sont permises à l'intérieur de cette bande riveraine. Par exemple, pour une zone située à moins de 1 km de la prise d'eau, il est permis d'avoir un pâturage à 30 m du cours d'eau et d'appliquer des pesticides. Pour les zones situées à plus de 1 km de la prise d'eau, l'application de pesticides peut être faite à partir de 15 m du cours d'eau. La coupe du foin peut également être faite à 5 m du cours d'eau. Pour le reste du bassin, les terres agricoles doivent être couvertes de végétation en tout temps afin d'empêcher l'érosion. (COGIRMA, 2010)

Pour conserver la bonne condition des cours d'eau, il est recommandé de conserver la superficie totale des terres agricoles d'un bassin versant en dessous de 30 % de la superficie de ce dernier. Au-delà de cette limite, le taux des polluants dans les cours d'eau adjacents augmente (Allan, 2004).

Il est également recommandé, en plus de respecter les seuils présentés d'adopter des pratiques agricoles de conservation afin de préserver la biodiversité des milieux naturels. Ces pratiques visent à préserver la qualité du sol en améliorant sa perméabilité, à bien gérer les déjections animales et des fertilisants ainsi qu'à assurer une bonne gestion des ressources en eau. Elles consistent notamment à effectuer une rotation des cultures, à maintenir des débris végétaux au sol, à n'utiliser que les quantités de fertilisants et de fumier nécessaire selon les analyses de sol et les cultures en place, à ralentir la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement (COGIRMA, 2010). Afin de réduire la charge de polluants provenant des fossés agricoles et se déchargeant dans les cours d'eau, il est recommandé de procéder à la mise en place d'un marais filtrant afin de retenir les polluants (Kroeger *et al.*, 2009).

2.2.2 Milieux humides

Les milieux humides sont des zones où le couvert végétal est composé d'au moins 50 % de plantes hydrophytes, c'est-à-dire qui sont adaptées à l'eau, et dont le sol est humide en permanence, mais dont la présence d'eau stagnante ne dépasse pas une profondeur de 2 m (Canada, 2013; Ontario 2013). Les milieux humides peuvent être divisés en trois catégories : les tourbières (oligotrophes ou minérotrophes), les marécages et les marais. Les tourbières sont dites oligotrophes lorsque l'eau accumulée provient des précipitations et que leur végétation est constituée de sphaignes et d'arbustes (Canada, 2013). Les tourbières sont dites minérotrophes lorsque l'eau qui s'accumule dans ces milieux humides provient des eaux souterraines qui remontent à la surface et que la végétation est composée de plusieurs espèces de plantes, d'arbustes et d'arbres (*ibid.*). Les marécages, quant à eux, ont un couvert forestier composé au moins de 25 % d'arbres et d'arbustes et ont un sol humide qui peut se retrouver inondé de façon saisonnière. Les marais sont inondés d'eau stagnante de façon saisonnière ou permanente (Canada, 2013; Ontario, 2013). Les milieux humides rendent de nombreux biens et services écologiques dont la filtration des polluants, la pêche, des habitats pour de nombreuses espèces fauniques et végétales, des sources d'eau potable, de l'énergie, etc. (UNEP, 2010). Ainsi, afin de conserver certaines fonctions écologiques de base, des seuils à respecter ont été établis. Ces seuils représentent les limites qui permettent de maintenir au minimum les biens et les services écologiques de ces écosystèmes. Toutefois, une restauration au dessus de ces seuils permettrait d'augmenter la biodiversité du milieu ainsi que d'optimiser les biens et les services écologiques fournis (Canada, 2013).

Afin de préserver la biodiversité des milieux humides, il est recommandé de préserver une certaine superficie de ce type d'écosystèmes. Idéalement la superficie à conserver à l'intérieur d'un bassin

versant devrait être établie en fonction des valeurs historiques ainsi que d'une cartographie des milieux humides anciens (Canada, 2013). D'après ces données, il est recommandé de conserver au moins 40 % de la superficie historique des milieux humides (*ibid.*). Toutefois, lorsque ce type de données ne sont pas disponibles, la superficie à conserver devrait représenter au minimum 10 % de la superficie totale du bassin versant et au moins 6 % de la superficie du sous-bassin (COGIRMA, 2010; Canada, 2013).

Afin de protéger les biens et les services écologiques, il est nécessaire de définir une zone tampon entre les plans d'eau et les activités anthropiques pouvant les altérer (Sheldon *et al.*, 2005; COGIRMA, 2010; Canada, 2013). Cette zone tampon se divise en deux sections (Figure 2.1). Il y a d'abord la zone critique. Cette zone qui est immédiatement adjacente au plan d'eau permet d'assurer la préservation des habitats nécessaires au maintien de la biodiversité du milieu. Elle doit être considérée comme un prolongement du milieu humide (Canada, 2013). La largeur de la zone critique est variable selon le type d'espèces composant l'écosystème entourant le milieu humide. Ainsi, la largeur peut s'étendre entre 1 m et 1 155 m (COGIRMA, 2010; Canada, 2013).

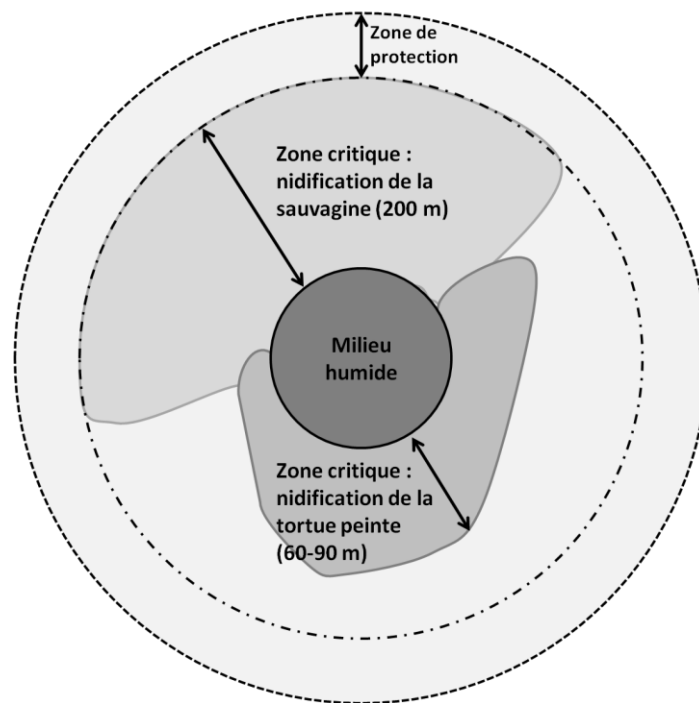


Figure 2.1 Définition de la zone de protection et de la zone critique entourant un milieu humide (Image inspirée de Canada, 2013 p.28)

Ensuite vient la zone de protection. Cette deuxième zone joue le rôle de tampon entre la zone critique et les activités anthropiques des terres adjacentes au milieu humide (Canada, 2013). La zone de protection permet d'amoindrir les stress causés par les activités anthropiques. En tant que zone tampon, elle jouera plusieurs rôles pour la protection et le maintien des milieux humides. Elle permettra en effet de :

- Filtrer les polluants;
- Favoriser la sédimentation;
- Retenir les composés toxiques;
- Retirer les surplus de nutriments;
- Favoriser la connectivité des milieux humides;
- Maintenir un écran contre les stress adjacents tels que la lumière et le bruit;
- Maintenir l'habitat;
- Réguler le climat du milieu humide. (Sheldon *et al.*, 2005; Canada, 2013)

Leur largeur variera selon le type d'occupation des terres adjacentes au milieu humide et selon l'intensité des activités. Ainsi, elles peuvent s'étendre de 1 m à 223 m autour de la zone critique (COGIRMA, 2010; Canada, 2013). La largeur aura tendance à augmenter plus la fonction d'habitat du milieu humide est importante et plus l'intensité des activités exercées sur les terres adjacentes sera haute (Sheldon *et al.*, 2005). Les milieux humides doivent être reliés à un autre milieu humide ou à un autre type d'habitat. La distance doit être de 100 m à 3 000 m selon le type d'espèces composant ces milieux (Canada, 2013).

2.2.3 Milieux riverains

Afin de préserver les écosystèmes de milieux riverains, certains objectifs doivent être atteints. En effet, afin de conserver la diversité des habitats et la biodiversité des cours d'eau, ces derniers doivent être riches en oxygène et exempt de contaminants. Il faut donc que des mesures soient prises afin de neutraliser ou d'éliminer les sources de polluants qu'elles soient diffuses ou ponctuelles. De plus, le débit et la fréquence des crues doivent être le plus naturel possible afin de permettre un développement de la faune et un maintien des habitats (COGIRMA, 2010).

Les milieux riverains entourant les cours d'eau peuvent être préservés par la mise en place de bandes riveraines. En effet, les stress causés par les activités anthropiques peuvent être amoindris par la présence de végétation dans les 5 à 30 premiers mètres sur les berges d'un cours d'eau (Canada, 2013). La végétation en bordure des cours d'eau joue plusieurs rôles. Elle permet entre

autres de stabiliser les berges et de réduire l'érosion, elle assure la filtration des sédiments et elle favorise la régulation de la température de l'eau en créant de l'ombrage (COGIRMA, 2010; Canada, 2013). La composition de cette bande riveraine doit être naturelle pour 75 % de la végétation. La bande riveraine doit couvrir 75 % des berges d'un cours d'eau pour ceux qui sont de 1^{er} et de 2^e ordre, tel que cela a été mentionné pour les milieux agricoles (COGIRMA, 2010).

De plus, les cours d'eau doivent offrir un environnement permettant de fournir à la faune des abris, des aires d'alimentation et des frayères. Cela se fait en s'assurant d'avoir un cours d'eau avec une structure variée comprenant une alternance de sections au débit rapide et au débit plus lent, des fosses et une granulométrie de différente taille. Les espèces aquatiques doivent également n'avoir aucun barrage dans un cours d'eau outre que les obstacles naturels afin d'en permettre la libre circulation. (COGIRMA, 2010)

Afin d'assurer un régime naturel de l'écoulement des eaux, les débits réservés écologiques doivent être respectés à travers les saisons selon les espèces qui sont présentes dans le milieu riverain (COGIRMA, 2010). Le débit réservé écologique est le débit minimal à maintenir dans un cours d'eau afin de préserver l'habitat du poisson. Cette notion s'applique particulièrement dans le cas de construction de barrage dans des cours d'eau (Québec, 1999). C'est débits ont été calculé pour les régions écohydrologiques du Québec d'après les espèces cibles et leurs périodes critiques au cours des saisons. Les périodes critiques correspondent aux moments importants du cycle vital des espèces tels que la fraye, l'incubation des œufs, la migration (Belzile *et al.*, 1997). Ainsi, lorsque des ouvrages hydrauliques sont mis en place, le débit réservé à préserver est un débit équivalent à la moitié du débit moyen annuel. Pour les rivières où des espèces cibles sont identifiées, des débits réservés écologiques variables doivent être appliqués tout au long de l'année (Tableau 2.1) (*ibid.*).

Tableau 2.1: Débits réservés écologiques pour les rivières du Québec (Belzile *et al.*, 1997).

Période de l'année	Débit réservé écologique
Printemps au début de l'été	Moitié du débit moyen pour la période
Été	Débit médian du mois d'août
Automne	Débit médian du mois de septembre ou 30 % du débit moyen annuel
Automne au printemps	25 % du débit annuel

2.2.4 Milieux forestiers

Afin d'assurer la conservation des écosystèmes forestiers et de préserver les biens et les services écologiques qu'il est possible d'en tirer, il est suggéré de conserver une certaine superficie de

couvert forestier dans le bassin versant. Le seuil du couvert forestier total doit correspondre à 50 % de la superficie totale du bassin versant (COGIRMA, 2010; Canada, 2013). Un couvert forestier couvrant une superficie de 30 % ou de 40 % du bassin versant fait en sorte qu'il y a un risque de perte du potentiel de la richesse des espèces et de la qualité des systèmes aquatiques de ce bassin versant (Canada, 2013). De plus, un pourcentage élevé de couvert forestier à l'intérieur d'un bassin versant est bénéfique pour les cours d'eau et les milieux humides de ce bassin (*ibid.*). Pour un couvert forestier qui serait fragmenté à l'intérieur des limites du bassin versant, il faut qu'au moins un des boisés soit d'une superficie couvrant 200 ha (COGIRMA, 2010; Canada, 2013). Les différents fragments de boisé doivent être reliés entre eux par des corridors afin de favoriser leur connectivité et ainsi permettre aux espèces animales de se déplacer d'un boisé à l'autre. La largeur minimale de ces corridors est de 100 à 200 m selon les sources (COGIRMA, 2010). La distance entre les plus petits boisés et les plus gros devrait être de moins de 400 m (*ibid.*). De plus, plus de 10 % de la superficie de total des boisés devrait se trouver à une distance de 100 m de la lisière de la forêt (*ibid.*).

La composition des boisés devrait correspondre aux essences qui sont naturellement présentes dans la région où se trouve l'écosystème. Outre la variabilité des espèces, les âges des spécimens d'arbres doivent couvrir un spectre d'âges permettant de retrouver des spécimens jeunes ainsi que des spécimens matures afin d'assurer une régénération du milieu (COGIRMA, 2010.)

2.2.5 Milieux urbanisés

Les écosystèmes qui se retrouvent dans les milieux urbains sont des écosystèmes qui sont fortement altérés. Il n'y donc pas de seuils écologiques d'établis pour la préservation d'un écosystème dans ce type de milieu. L'idéal est de prévoir la conservation des écosystèmes et des seuils à respecter avant de procéder à la modification du milieu naturel. Par la suite, pour les milieux qui seront modifiés ou qui se trouvent déjà en zone urbanisée, il s'agit d'essayer de se rapprocher le plus possible des seuils écologiques définis ci-dessus afin de maintenir les biens et les services écologiques existants. Ainsi, il peut s'agir de poser des actions telles que la mise en place de bande riveraine, l'augmentation du nombre d'arbres et l'ajout de surfaces gazonnées. (Canada, 2013)

Toutefois, puisqu'un milieu urbanisé peut tout de même avoir un impact sur les écosystèmes, certains seuils sont à respecter au niveau régional. Les seuils les plus souvent utilisés sont liés à la protection des milieux aquatiques. En effet, plus l'utilisation anthropique des terres est grande, plus l'indice d'intégrité biotique (IIB) sera bas (Snyder *et al.*, 2003). De plus à l'intérieur d'un bassin versant, il est recommandé de conserver la quantité de surfaces imperméables en dessous de 7 % de

la superficie totale du bassin versant afin d'éviter d'avoir des impacts sur la santé des milieux aquatiques et sur l'IIB (Allan, 2004; Hilderbrand *et al.*, 2010). Il faut toutefois noter que même avec une superficie totale imperméabilisée correspondant à 7 % de la superficie du bassin versant, les milieux aquatiques ont déjà subi une dégradation (Canada, 2013). Pour les bassins versant où la dégradation causée par l'urbanisation est déjà entamée, un second seuil peut être fixé à 25 à 30 % de surfaces imperméables avant d'avoir une dégradation majeure (*ibid.*).

Ainsi, tel que démontré ci-dessus, plusieurs seuils sont nécessaires afin de respecter la capacité de charge de toutes les composantes de tous les types d'écosystèmes existants. Ces seuils nécessitent également de prendre en considération les variations spatiotemporelles des écosystèmes et les perturbations anthropiques existantes. Ces éléments font en sorte que certaines limites découlent de leur utilisation.

2.3 Limites conceptuelles de l'utilisation des seuils écologiques

Cette section traitera des limites relatives à l'utilisation du concept de seuils écologiques pour la gestion des écosystèmes en vue de respecter la capacité de charge de ces derniers. Il sera plus particulièrement question du manque de seuils écologiques, de la complexité des écosystèmes et de la notion de risque lors de la prise de décisions.

Une première limite réside dans le fait que des seuils n'ont pas été établis pour toutes les composantes des écosystèmes. De plus, les seuils établis ciblent davantage l'intégrité des écosystèmes et ne ciblent pas directement le maintien des biens et des services écologiques (Feld *et al.*, 2009). Ainsi, les services écologiques qui sont le plus soutenus par des seuils sont ceux relatifs aux services d'approvisionnement (*ibid.*). Plus précisément, et tel que démontré dans la section précédente, une littérature abondante fait état de divers seuils et d'indicateurs pour assurer le maintien des services d'approvisionnement liés à l'eau et à l'agriculture. Cela est dû aux préoccupations qu'il y a eu relativement à la protection de la qualité de l'eau et des espèces aquatiques ainsi que pour l'optimisation de la production agricole (*ibid.*). Ainsi, certains services écologiques reliés à l'eau et à l'agriculture sont indirectement traités par un seuil (*ibid.*). La méconnaissance des processus des écosystèmes fait en sorte que les seuils établis pour la protection des milieux ne visent pas précisément les fonctions des écosystèmes, mais sont établis afin de tenter de pallier à ce manque (Canada, 2013). Il y a besoin d'une meilleure connaissance des liens entre les composantes des écosystèmes et les biens et services écologiques offerts par ces derniers afin de pouvoir établir des seuils pour la préservation des biens et services écologiques et le respect de la capacité de charge des écosystèmes (Feld *et al.*, 2009). De plus, les seuils établis ci-dessous l'ont

été afin de protéger certaines espèces animales, ainsi, ils ne conviennent pas nécessairement pour assurer la préservation des habitats de toutes les espèces pouvant se retrouver dans un même écosystème. C'est le cas pour les zones de protection et les zones critiques servant de tampon dans les milieux humides (Sheldon *et al.*, 2005). De plus, les lignes directrices mentionnées ci-dessous ne sont pas nécessairement applicables d'une région à l'autre et d'un bassin versant à l'autre puisqu'elles ne tiennent pas compte des variabilités entre les régions (Canada, 2013). Ces seuils ont été établis dans le cadre d'études sur des espèces précises vivant dans des écosystèmes précis. La transposition d'un seuil d'une région à l'autre doit tenir compte des variabilités régionales (Goodland, 1995; Dale *et al.*, 2000; del Monte-Luna *et al.*, 2004).

Les seuils établis pour la protection des écosystèmes ne représentent par toute la complexité de ces derniers. Les composantes des écosystèmes ne répondent pas de façon linéaire aux pressions qui sont exercées par les activités anthropiques (Allan, 2004). À différents niveaux de pressions exercées, l'écosystème se dégradera en passant d'un état stable à un autre (Muradian, 2001). De plus, il faut être prudent avec l'utilisation des seuils pour effectuer la gestion des écosystèmes puisque ceux-ci suggèrent qu'il n'y a pas de dégradation avant d'atteindre le seuil. Toutefois, dans bien des cas, la dégradation de l'écosystème et de ses biens et services écologiques ainsi que les effets sur les espèces se font sentir avant d'atteindre le seuil (Lindenmayer et Luck, 2005). L'utilisation des seuils représente un risque au niveau du maintien du potentiel de la biodiversité, car tel que présenté dans les milieux forestiers, plus le seuil est bas, plus le risque de perte du potentiel de biodiversité est élevé (Canada, 2013). Les connaissances scientifiques actuelles permettent davantage de calculer l'effet et l'amplitude des changements qu'aura une pression exercée sur un écosystème plutôt que de déterminer le seuil où ces effets commenceront à se manifester (Muradian, 2001).

L'état des connaissances scientifiques relativement à la complexité des écosystèmes et des biens et services rendus et les limites de l'utilisation des seuils écologiques pour effectuer la gestion des écosystèmes démontrent qu'un mode de gestion différent doit être appliqué afin d'assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes.

3 STRATÉGIE DE GESTION DES ÉCOSYSTÈMES : LA GESTION ADAPTATIVE

L'utilisation de seuils écologiques afin de réaliser une gestion et un aménagement du territoire respectueux de la capacité de charge des écosystèmes fait face à l'incertitude liée au manque de connaissances relatives à la dynamique des écosystèmes. En effet, les actions de conservation et de développement du territoire et des milieux naturels ont des impacts sur des systèmes écologiques complexes de par le fait qu'ils résultent de processus et d'interactions complexes, variables dans le temps et imprévisibles selon l'état actuel des connaissances scientifiques (Busquet, 2006). De plus, la dimension sociale des problèmes environnementaux demande à ce qu'une approche permettant la prise en compte des écosystèmes et des rapports sociaux des populations humaines à ceux-ci soit utilisée. Il existe ainsi plusieurs modes de gestion alternatifs qui se basent sur les mêmes concepts soit :

- D'inclure les populations locales en tant que parties prenantes dans le processus de prise de décision;
- De viser la durabilité de l'écosystème et non seulement de s'assurer que certains biens qu'il produit soient restaurés;
- De chercher à améliorer les connaissances sur les interrelations entre les processus naturels ainsi qu'entre les écosystèmes et les sociétés;
- De considérer le projet de gestion sur différentes échelles de temps et différentes échelles spatiales;
- D'utiliser les meilleures connaissances existantes sur l'écosystème visé par un projet de gestion;
- De reconnaître les limites et les incertitudes des connaissances actuelles (Price *et al.*, 2009).

L'approche par écosystème, la gestion écosystémique ou la gestion par parties prenantes sont des approches qui appliquent ces concepts. Elles intègrent également, de façon générale, certains des principes qui sont à la base de la gestion adaptative. (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004)

Ce chapitre présentera donc la gestion adaptative comme mode de gestion alternatif à la gestion des écosystèmes par seuil. Une première section définira ce qu'est ce mode de gestion ainsi que les grands principes sur lesquels elle s'appuie. La deuxième section présentera des cas où la gestion adaptative a été appliquée avec succès.

3.1 La gestion adaptative

La gestion adaptative est un mode de gestion qui se base sur les constats suivants :

- Les écosystèmes sont des systèmes dynamiques qui changent sous l'influence des actions de gestion, mais qui évoluent également à travers le temps;
- Les changements qui surviennent dans les écosystèmes ne sont pas entièrement prévisibles et sont souvent inconnus ou inobservables donc complexes;
- La gestion, la conservation et la restauration des écosystèmes ainsi que des biens et services écologiques sont limitées par la méconnaissance de l'environnement. (Williams, 2011)

Ainsi, les projets de gestion doivent prendre en considération l'incertitude et l'imprévisibilité reliées aux écosystèmes en ajustant leurs objectifs et leurs actions aux variations dans le temps. (Busquet, 2006) C'est ce que fait la gestion adaptative. Cette dernière sera définie et détaillée ci-dessous ainsi que ses grands principes. Les points forts et les points faibles de la gestion adaptative seront également présentés.

3.1.1 Définition et principes

La gestion adaptative est un mode de gestion qui peut être défini comme étant un processus basé sur l'apprentissage et de l'adaptation. Ce processus itératif de gestion implique une amélioration de la compréhension des ressources du système et une amélioration des techniques de gestion basée sur cette nouvelle compréhension (Williams, 2011).

Elle se trouve entre la science et la pratique en intégrant les connaissances des experts et des populations locales (Busquet, 2006). En partant des trois constats énoncés ci-dessus, la gestion adaptative admet que la nature ne peut pas être contrôlée, qu'elle est variable et que les effets des décisions prises ne peuvent pas être entièrement prévus (*ibid.*). La gestion adaptative implique donc qu'il faut adapter les décisions aux variations résultant des actions de gestion et de l'évolution des écosystèmes à travers le temps (Gunderson, 2000). L'apprentissage issu des programmes de gestion permet non seulement d'améliorer les connaissances scientifiques sur les écosystèmes, mais également d'ajuster les pratiques de gestion et les politiques mises en place (Colombie-Britannique, s.d.a, Williams, 2011). La gestion adaptative ne doit pas être comparée à un mode de gestion par essai-erreur puisque contrairement à ce mode de gestion, elle est structurée par une prise de décision orientée par des objectifs, des alternatives de gestion, une reconnaissance de l'incertitude, une prédiction des impacts des actions et un suivi de ces dernières (Williams, 2011). Les actions qui sont orientées au départ s'adaptent en cours de processus aux résultats obtenus en fonction des

objectifs visés. Il ne s'agit pas d'une gestion réactive, puisque les résultats sont anticipés (Colombie-Britannique, s.d.a).

La gestion adaptative de l'environnement fait l'objet de plusieurs définitions dans lesquelles il est possible de retrouver les mêmes termes. Ainsi, il est souvent question d'expérimentation, d'incertitudes, de science, de complexité, de suivi, d'ajustements et d'implication des parties prenantes (Williams, 2011). Aussi, plusieurs concepts clés reviennent dans ces définitions, soit :

- L'apprentissage qui est au cœur de la gestion adaptative permet de réduire les incertitudes quant aux réponses des écosystèmes;
- Les apprentissages doivent servir de base à la prise de décision et être utilisés pour modifier les pratiques et les politiques en place;
- L'objectif principal de ce mode de gestion est d'améliorer la gestion des écosystèmes;
- La gestion adaptative comporte un aspect expérimental;
- Malgré la flexibilité de cette approche, la gestion adaptative est structurée. (Colombie-Britannique, s.d.a)

L'incertitude est un concept clé de la gestion adaptative. Elle doit être identifiée et prise en compte dans les décisions. L'incertitude dans la gestion des ressources naturelles peut découler des variations environnementales, de l'observabilité partielle des phénomènes naturels, du contrôle partiel des processus environnementaux et ainsi que de la méconnaissance des structures et des processus des écosystèmes. (Williams, 2011). En effet, les variations environnementales telles que le climat sont les principales sources d'incertitudes, car elles sont incontrôlables et bien souvent non reconnaissables. L'incertitude liée à l'observabilité partielle réfère au fait que le statut des ressources est bien souvent non observable et qu'il est difficile d'en faire l'évaluation afin de documenter leur évolution. Le manque de contrôle ajoute à l'incertitude dans la gestion à cause que les cibles visées par des actions sont parfois incontrôlables ce qui fait en sorte que l'action est ratée. Finalement, une part importante de l'incertitude relève du manque de connaissances dans la structure et les processus environnementaux qui sont à la base des écosystèmes (ibid.). L'apprentissage qui découle du processus itératif qu'est la gestion adaptative permet de diminuer cette incertitude. Toutefois, certaines incertitudes subsisteront toujours telles que la variabilité environnementale (Schreiber *et al.*, 2004)

3.1.2 Étapes du processus de gestion adaptative

Le processus de gestion adaptative peut se diviser en deux phases principales soit la phase de « mise en place » et la phase « itérative » (Figure 3.1) dont les principales étapes forment un processus en boucle (Williams, 2011). Un peu à la manière d'une méthodologie scientifique, la phase de mise en place permet de cadrer la problématique environnementale et de structurer les composantes clés qui guideront les actions à mettre en place (Schreiber *et al.*, 2004; Williams, 2011). Les étapes de cette phase sont la prise en compte des parties prenantes, l'établissement d'objectifs, la gestion des actions, la modélisation et la planification du suivi. (*ibid.*)

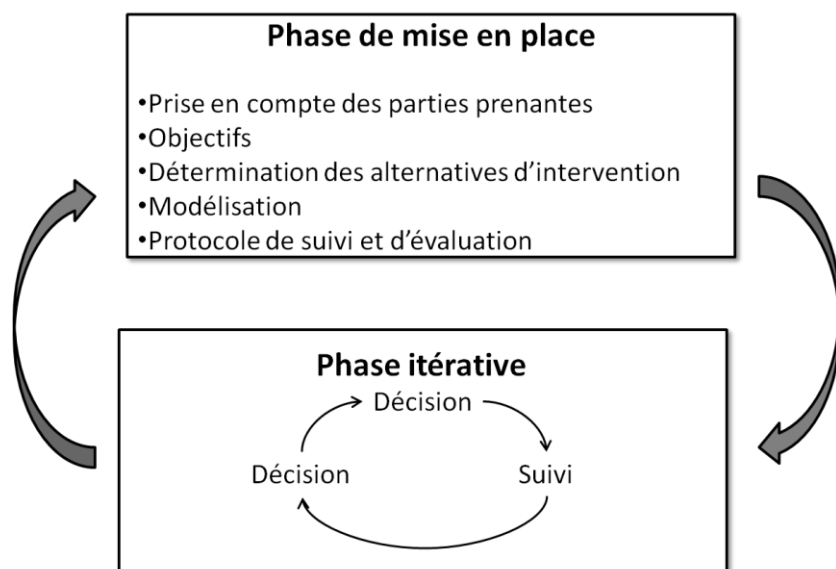


Figure 3.1 Schéma des étapes de la gestion adaptative (Image inspirée de Williams, 2011).

La première étape de la mise en place du cadre de la gestion adaptative est la prise en compte des parties prenantes de la problématique environnementale qui sera l'objet d'interventions. Les parties prenantes d'une problématique environnementale doivent être intégrées dans la démarche de gestion adaptative afin de bien cadrer la problématique en question. Tant les institutions gouvernementales, les experts que les acteurs doivent être impliqués afin de contribuer à identifier la source des problèmes environnementaux et de suggérer des pistes de solutions. (Williams, 2011)

L'implication des populations locales en tant que parties prenantes est essentielle puisque ces dernières peuvent contribuer aux connaissances scientifiques de par leur savoir écologique traditionnel (Busquet, 2006). Le savoir écologique traditionnel est défini comme étant l'ensemble des connaissances et des idées concernant l'environnement issues des traditions et de l'expérience

d'un groupe de personnes ayant occupé une région donnée pendant de nombreuses générations (Usher, 2000; Busquet, 2006). Ce savoir intègre des connaissances factuelles de l'environnement ainsi que le portrait de l'évolution de cet environnement d'après ses utilisations passées et actuelles (Usher, 2000). Le savoir écologique traditionnel permet également d'avoir un point de vue culturel de l'écosystème à gérer puisque les populations locales ont une idée de comment il devrait être géré (*ibid.*). De plus, les méthodes utilisées par les populations autochtones pour gérer les ressources naturelles sont généralement empreintes d'un souci de développement durable afin de préserver les ressources pour les générations futures (Turner *et al.*, 2000). L'implication de toutes les parties prenantes est également importante afin de garantir le succès de la démarche de gestion adaptative. En effet, en ayant l'accord des personnes touchées par les interventions de gestion des écosystèmes ces dernières seront plus enclines à effectuer les actions prévues et à les maintenir (Williams, 2011).

La deuxième étape de la phase de mise en place consiste à fixer des objectifs à atteindre. Ces derniers doivent être clairs et mesurables pour guider la prise de décision et assurer le suivi des résultats obtenus par les actions mises en place. Plusieurs objectifs peuvent être établis. Ils permettront de prioriser les actions à entreprendre (Williams, 2011). Les objectifs doivent se rapprocher des seuils de capacité de charge. Toutefois, ces seuils doivent servir de guides pour se fixer des objectifs puisque leur utilisation comporte plusieurs limites

La troisième étape consiste à établir les différentes alternatives d'intervention à exécuter afin d'atteindre les objectifs fixés. Les séries d'actions à entreprendre doivent être identifiées avec le consensus des parties prenantes et de la communauté scientifique. (Williams, 2011)

La modélisation est la quatrième étape de la phase de mise en place. Il s'agit d'une étape importante puisqu'elle permet d'évaluer les coûts ainsi que les bénéfices et les impacts des séries d'actions retenues à l'étape précédente. La modélisation joue également un rôle important en permettant de représenter l'incertitude reliée à une démarche (Schreiber *et al.*, 2004; Williams, 2011). La modélisation permet d'émettre des hypothèses quant au résultat d'une action. Les alternatives d'actions sont comparées entre elles afin de faire ressortir leurs différences quant au degré d'incertitude et aux avantages coûts-bénéfices dans le but de guider le choix d'interventions (Williams, 2011). Le but de la modélisation n'est pas de reproduire la réalité, mais d'en arriver à un modèle simplifié qui est utile concernant la problématique environnementale pour lequel il est utilisé (Schreiber *et al.*, 2004).

Pour clore, la phase de mise en place, un protocole de suivi et d'évaluation doit être proposé. Ce dernier permettra de comparer les prédictions des modèles aux réponses obtenues suite à l'application des actions retenues (Williams, 2011).

La seconde phase du processus de gestion adaptative, la phase itérative, comporte trois étapes. La première étape consiste en la prise de décision. Celle-ci est guidée par les éléments relevés lors de la phase de mise en place afin de cadrer la problématique environnementale. La décision consiste à choisir les actions les plus appropriées. Ce choix sera amené à changer dans le temps selon les apprentissages qui seront tirés du processus de gestion adaptative et selon les réponses de l'environnement aux actions entreprises antérieurement. (Williams, 2011)

Le suivi est la deuxième étape de cette phase. Le suivi consiste à répertorier les réponses de l'écosystème à travers le temps aux actions mises en place selon le protocole déterminé. Cette activité permet de générer des données qui serviront de sources d'apprentissage. Les données collectées permettront également de confronter les prédictions des modélisations à la réalité des réponses des écosystèmes (Williams, 2011). Le suivi doit idéalement se faire à court et à long terme afin de pouvoir collecter des données sur des réponses des écosystèmes qui peuvent se produire immédiatement suite aux interventions ou à plus long terme (Schreiber *et al.*, 2004).

Une évaluation se fait suite à la production de données lors du suivi. L'évaluation permet d'évaluer le succès des actions mises en place selon les objectifs fixés ainsi que selon les coûts et bénéfices réels versus ceux qui avaient été estimés lors de la modélisation (Williams, 2011). Ces résultats et les apprentissages tirés permettront de guider la prise de décision pour le choix des prochaines actions à mettre en place ou pour réévaluer l'intervention afin d'atteindre les objectifs fixés (*ibid.*). L'apprentissage qui ressort d'un projet exécuté en gestion adaptative peut dépasser le domaine environnemental et donner un enseignement sur le processus de gestion lui-même et sur les gouvernances en place (*ibid.*).

3.1.3 Points forts de la gestion adaptative

Un des principaux avantages de l'utilisation de la gestion adaptative lors de l'aménagement d'un territoire dans la perspective de préserver les biens et services des écosystèmes est que cette approche permet de diminuer l'incertitude quant à l'impact d'une action sur l'environnement (Williams, 2011). L'utilisation de seuils écologiques comporte de l'incertitude quant aux résultats qui seront obtenus puisqu'il s'agit de lignes directrices générales qui ne sont pas nécessairement adaptées aux conditions particulières d'un écosystème (Canada, 2013). Puisque chaque

environnement comporte ses particularités écologiques, les lignes directrices doivent être ajustées à l'environnement auquel elles sont appliquées à l'aide de connaissances scientifiques et du savoir écologique de populations locales (*ibid.*). Ainsi, en cherchant acquérir les données manquantes afin d'obtenir des seuils propres à un écosystème en particulier, l'incertitude est diminuée. La gestion adaptative permet cela dans la mesure où l'incertitude est prise en compte dans la structure décisionnelle du processus (Williams, 2011). L'incertitude n'est pas complètement éliminée, mais elle est mesurée et considérée (*ibid.*).

La gestion adaptative peut également s'appliquer à des écosystèmes à différentes échelles. Elle est généralement associée à des projets d'envergure prenant place sur de grandes échelles. Cette idée vient de l'importante complexité et hétérogénéité retrouvées chez les écosystèmes à cette échelle. En effet, plusieurs liens économiques, gouvernementaux et écologiques complexes doivent être pris en considération. Tous ces faits amènent une grande incertitude dans les résultats possibles des actions ce qui fait en sorte que la gestion adaptative semble plus appropriée pour les grandes échelles. Toutefois, ce mode de gestion s'applique également bien aux plus petites échelles. Lorsqu'une méconnaissance est présente quant à un écosystème à plus petite échelle, une gestion adaptative pourrait être réalisée en autant que les étapes soient réalisées telles que décrites ci-dessus. L'application de la gestion adaptative à une petite échelle présente l'avantage qu'il est plus facile de rejoindre toutes les parties prenantes affectées par le projet. (Williams, 2011)

3.1.4 Points faibles de la gestion adaptative

Le principal obstacle à la réussite d'un projet en utilisant un mode de gestion adaptatif est la rigidité des structures institutionnelles. Ces structures sont généralement mises en place depuis plusieurs années et sont encadrées par plusieurs éléments tels que les normes, les politiques et les codes professionnels (Williams, 2011). Elles peuvent représenter un frein pour la saine gestion des écosystèmes en maintenant en place des dispositifs institutionnels inappropriés. De plus, les instances actuelles ne permettent pas une collaboration entre les différents secteurs de gouvernement et de juridictions afin d'atteindre les objectifs de gestion environnementale. Ce cadre rigide va à l'encontre de la flexibilité exigée par la gestion adaptative afin de pouvoir réellement mettre en place un processus itératif et participatif incluant toutes les parties prenantes dans le processus de décision (MEA, 2005; Williams, 2011). La gestion adaptative peut ainsi être dérangement en venant modifier les façons de faire. (Williams, 2011).

Un autre élément qui peut nuire à la gestion adaptative est les divergences des intérêts des parties prenantes qui participent au projet (Schreiber *et al.*, 2004). En ayant des acteurs des domaines

environnementaux, sociaux, économiques et institutionnels, il est possible d'avoir des conflits au niveau des objectifs à prioriser et des moyens à prendre (Lee, 1999).

3.2 Exemples d'application de la gestion adaptative pour le maintien de la capacité de charge des écosystèmes

Cette section présentera comment la gestion adaptative peut être mise en pratique afin de pallier aux limites de l'utilisation des seuils écologique dans le maintien de la capacité de charge. Pour ce faire, des exemples de projets ayant utilisé la gestion adaptative seront présentés. La gestion adaptative a été utilisée dans plusieurs projets de conservation et de restauration des écosystèmes tels que la gestion des espèces envahissantes, la gestion des habitats, la gestion des pêches, la gestion des rivières et la gestion des forêts (Williams, 2011).

3.2.1 Exemple #1 : Réhabilitation d'espèces de poissons en Australie

Le premier exemple se rapporte à l'utilisation de l'approche de gestion adaptative dans la gestion des pêches dans une région du nord-ouest de l'Australie. Dans les années 1980, l'introduction de la pêche commerciale selon les techniques de pêche au chalut a entraîné un changement dans la composition des espèces de poisson présentes dans cet environnement. Ce changement a résulté en la diminution des populations des espèces ayant une valeur commerciale et une augmentation des espèces non commerciales. Les gestionnaires étaient alors intéressés à poursuivre le développement économique de la pêche, mais ils étaient conscients qu'il était d'abord nécessaire de restaurer les populations des espèces de poissons commerciales. Les hypothèses soulevées afin de remédier à la situation étaient soit de diminuer le régime de pêche afin de permettre aux espèces de poissons de se renouveler ou de continuer d'utiliser les mêmes techniques de pêche, mais sous certaines conditions. (Colombie-Britannique, s.d.b; Schreiber *et al.*, 2004)

Pour diminuer l'incertitude quant au meilleur choix à faire, des données supplémentaires étaient alors nécessaires pour établir un scénario d'intervention. Ainsi, des travaux expérimentaux ont été réalisés en permettant la pêche au chalut dans certaines zones et en l'interdisant dans d'autres. En se basant sur les résultats de ces expérimentations et sur les données historiques des populations de poisson pour effectuer une modélisation, il a été possible d'identifier le scénario de gestion qui permettrait d'augmenter les profits tout en permettant d'assurer une exploitation durable des ressources en cinq années. Ce scénario a ensuite été appliqué à grande échelle et suivi. Les données obtenues ont été évaluées après une période de cinq ans afin de comparer les résultats prédits aux résultats réels. Ainsi, il a été possible de déterminer que l'élimination de la pêche au chalut était l'option la plus durable. (Colombie-Britannique, s.d.b; Schreiber *et al.*, 2004)

Dans le cadre de ce projet en Australie, l'utilisation de la gestion adaptative a permis aux gestionnaires de choisir la meilleure stratégie d'après des informations appuyées par des faits propres à leur environnement plutôt que d'appliquer une stratégie au hasard. La modélisation des hypothèses avait permis de prédire que le scénario retenu allait permettre d'augmenter de façon significative les revenus versus le maintien du régime de gestion actuel. (Colombie-Britannique, s.d.b)

3.2.2 Exemple #2 : Projet de régénération des espèces de feuillus et de conifères dans la forêt boréale du nord-est de l'Ontario

Un projet de gestion des forêts a eu lieu dans la forêt boréale du nord-est de l'Ontario au début des années 2000. Ce projet visait à augmenter les connaissances sur la régénération des espèces afin d'assurer l'équilibre entre les conifères et les feuillus suite à une coupe. Ce besoin de connaissances était mené par un souci de produire des lignes directrices aux gestionnaires de forêt afin d'assurer une exploitation forestière économiquement viable tout en permettant de conserver la diversité écologique. (MacDonald *et al.*, 2003)

Le projet s'est déroulé selon l'approche de la gestion adaptative (Figure 3.2), afin de déterminer le mode de sylviculture permettant d'obtenir les meilleurs résultats pour le moindre coût. Plusieurs parties prenantes ont été impliquées dans le projet, telles que des instances gouvernementales, des regroupements de chercheurs et des compagnies forestières privées. (MacDonald *et al.*, 2003)

En plus de fournir des connaissances plus précises sur la gestion des écosystèmes forestiers, ce projet avait également pour objectif de documenter le processus de gestion adaptative afin d'évaluer les obstacles rencontrés (MacDonald *et al.*, 2003). Tel que mentionné, ci-dessus, la gestion adaptative peut faire face à des difficultés au niveau du soutien institutionnel et politique. Les principaux obstacles rencontrés durant les premières années de ce projet ont été au niveau du changement du personnel dans les organisations, les divergences d'intérêt entre les parties prenantes, du manque de flexibilité pour l'aspect expérimental de l'approche ainsi que la difficulté d'obtenir du financement à long terme (MacDonald *et al.*, 2003; MacDonald et Rice, 2004). Ces obstacles ont toutefois été surmontés par la poursuite d'objectifs communs et l'élaboration de consensus lors des prises de décisions (*ibid.*). En effet, c'est surtout au moment de définir les objectifs du projet ainsi que les méthodes de gestion expérimentales qui ont causé des frictions au sein des parties prenantes puisque chacune entretenait une certaine vision quant à la façon d'agir sur l'écosystème. Une fois l'objectif et les méthodes de gestion déterminés, les étapes subséquentes se sont déroulées sans accrochages majeurs (MacDonald et Rice, 2004). Toutefois, le changement de

personnel dans les organisations participant au projet faisait en sorte que les nouveaux membres ne partageaient pas nécessairement les points de vue adoptés au préalable. Il a toutefois été décidé de conserver le projet initial dans son intégrité (*ibid.*).

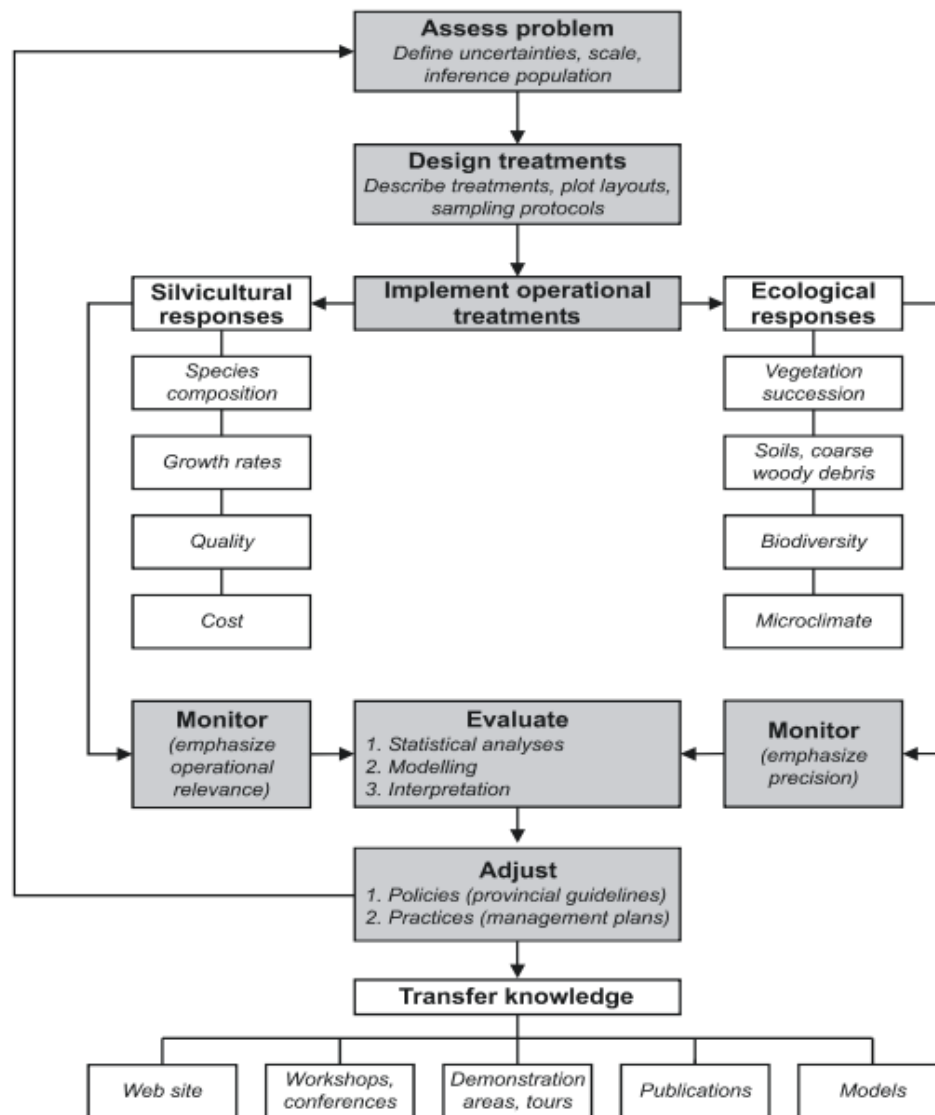


Figure 3.2 Schéma du processus de gestion adaptative du projet en Ontario (Image tirée de MacDonald *et al.*, 2003)

3.2.3 Exemple #3 : Gestion adaptative dans la Great Bear forest

Un autre exemple de l'application de la gestion adaptative est celui de la gestion forestière de la Great Bear Rainforest en Colombie-Britannique. Dans ce cas, l'application de la gestion adaptative avait pour but d'assurer une exploitation durable des ressources forestières. Le projet a pris naissance suite à la conciliation des groupes environnementalistes et des industries forestières afin d'établir un consensus sur des lignes directrices pour l'exploitation de la forêt. Les deux groupes souhaitaient accorder leurs différends afin d'avoir plus d'influence auprès du gouvernement. Se sont également joints à eux des groupes des Premières Nations ainsi que d'autres parties prenantes. (Price *et al.*, 2009)

Habituellement, les directives concernant la planification de l'exploitation forestière provenaient du gouvernement. Dans ce cas-ci, c'est l'action des différentes parties prenantes qui a permis d'établir un cadre pour une exploitation forestière durable qui a été proposé au gouvernement. La proposition était de converger vers une économie de conservation qui permettrait à la fois de soutenir les communautés locales ainsi que de préserver les écosystèmes. La réussite de ce projet réside principalement dans le fait que le travail des parties prenantes a permis de changer les pressions anthropiques plutôt que de simplement chercher à protéger l'écosystème (Price *et al.*, 2009). Ce projet, par l'utilisation de la gestion adaptative, a permis de prendre en considération la complexité au niveau environnemental et au niveau social à la fois.

4 PRISE EN COMPTE DE LA CAPACITÉ DE CHARGE DES ÉCOSYSTÈMES DANS LA LÉGISLATION QUÉBÉCOISE

Les données et les faits présentés jusqu'à maintenant dans cet essai font état des seuils écologiques et des modes de gestion des écosystèmes permettant d'assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes. Ce chapitre permettra de faire une revue de ce qui est fait au Québec, au niveau des instances gouvernementales, en matière de respect de la capacité de charge des écosystèmes. En effet, il a été présenté lors de la définition du concept de capacité de charge qu'il s'agissait de l'un des principes que la *Loi sur le développement durable* du Québec veut promouvoir. Ainsi, la première section de ce chapitre indiquera comment le concept s'ancre dans la législation québécoise et comment il est mis en pratique dans les plans d'action en développement durable des différents ministères. Par la suite, pour faire suite aux seuils écologiques énumérés s'appuyant sur la gestion du territoire, un lien sera fait entre ces derniers et les orientations d'aménagement et de développement du territoire. Finalement, les seuils de capacité de charge utilisés au Québec seront présentés. Le tout vise à mettre en évidence les écarts entre le principe prôné par la *Loi sur le développement durable* et les seuils appliqués dans la gestion du territoire.

4.1 Ancrage du concept dans la législation : la Loi sur le développement durable du Québec

Cette section présente comment la *Loi sur le développement durable* du Québec ancre le respect de la capacité de charge des écosystèmes parmi les seize principes de base du développement durable et comment celui-ci est intégré par les ministères. Tel que défini plus haut, la capacité de charge des écosystèmes est la limite du développement et de la croissance de la population humaine afin de préserver les biens et les services écologiques. Il implique que le développement doit se faire de façon durable afin de maintenir les biens et services écologiques pour les générations futures. Ce principe est intégré parmi ceux du développement durable de la *Loi sur le développement durable* du Québec.

La *Loi sur le développement durable* du Québec sert de cadre de gestion à la prise en compte du développement durable et de ses principes dans la prise de décisions et la mise en place d'actions par les différents ministères et organismes du gouvernement québécois (L.R.Q. c. D-8.1.1). La *Loi sur le développement durable* vise à donner de la cohérence aux initiatives des différents acteurs du milieu en matière de développement durable (Québec, 2002). Elle donne une définition du développement durable ainsi que 16 principes pour guider les ministères et organismes du Québec. La Loi est également une forme d'engagement du gouvernement à adopter une stratégie de

développement durable et à imposer aux ministères et organismes d'identifier les actions qu'ils poseront afin de répondre aux exigences des objectifs gouvernementaux de développement durable. La Loi comprend également un processus afin de faire le suivi et l'évaluation de la mise en place d'actions à caractère de développement durable (*ibid.*).

La *Stratégie de développement durable 2008-2013*, prolongée jusqu'au 31 décembre 2014, vise à concrétiser la *Loi sur le développement durable* du Québec en indiquant les objectifs à rencontrer pour réaliser un développement plus durable (Québec, 2013). La Stratégie vise d'abord l'administration publique, soit environ 150 entités administratives incluant les ministères et organismes, pour éventuellement s'étendre aux entités municipales, institutions scolaires et établissements de santé et services sociaux (*ibid.*). La Stratégie est constituée de 9 orientations stratégiques qui se déploient à travers 29 objectifs.

- Orientation 1 : Informer, sensibiliser, éduquer, innover
- Orientation 2 : Réduire et gérer les risques pour améliorer la santé, la sécurité et l'environnement
- Orientation 3 : Produire et consommer de façon responsable
- Orientation 4 : Accroître l'efficacité économique
- Orientation 5 : Répondre aux changements démographiques
- Orientation 6 : Aménager et développer le territoire de façon durable et intégrée
- Orientation 7 : Sauvegarder et partager le patrimoine collectif
- Orientation 8 : Favoriser la participation à la vie collective
- Orientation 9 : Prévenir et réduire les inégalités sociales et économiques

Parmi ces 9 orientations stratégiques, trois ont été identifiées comme étant prioritaires afin d'être intégrées dans les activités du plus grand nombre possible d'instances administratives. Il s'agit des trois orientations suivantes :

- Orientation 1 : Informer, sensibiliser, éduquer, innover
- Orientation 3 : Produire et consommer de façon responsable
- Orientation 6 : Aménager et développer le territoire de façon durable et intégrée

Selon la Stratégie, le principe relatif au respect de la capacité de charge des écosystèmes se trouve dans les orientations 3, 6 et 7 qui prônent respectivement l'adoption de mesures de gestion et de pratiques d'acquisition écoresponsables, l'accompagnement des acteurs intervenant dans le domaine

du développement et de l'aménagement du territoire ainsi que l'accompagnement des acteurs œuvrant dans la protection du patrimoine collectif (*ibid.*).

Le principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes est indirectement touché par les objectifs de l'orientation 3. En effet, cette dernière vise à modifier les choix de consommation et de production afin de favoriser de produits et des procédés. Des choix plus écoresponsables permettront de diminuer la quantité de ressources naturelles non renouvelables employées.

Pour ce qui est de l'application du principe au niveau de la gestion du territoire, c'est les orientations 6 et 7 qui y font référence de façon plus explicite. En effet, l'orientation 6 a pour ligne directrice de développer le territoire tout en tenant compte des risques de l'environnement et de favoriser une gestion intégrée du territoire (Québec, 2013). De cela, l'orientation 6 invite les ministères et organismes à adopter l'objectif 18 qui requiert « d'intégrer les impératifs du développement durable dans les stratégies et les plans d'aménagement et de développement régional et local » (Québec, 2013, p.41).

L'orientation 7, quant à elle, vise à préserver le patrimoine collectif dans sa dimension écologique, culturelle, scientifique et économique afin de le gérer de façon durable et le transmettre aux générations futures (Québec, 2013). Les ministères et organismes sont invités à participer à cette orientation en adoptant l'objectif 22 qui vise à « Assurer la protection et la mise en valeur du patrimoine et des ressources naturelles dans le respect de la capacité de support des écosystèmes. » (Québec, 2013, p.45)

4.1.1 Intégration du concept de capacité de charge des écosystèmes dans les plans d'action des ministères et organismes du Québec

Parmi les plans d'action de développement durable répertoriés sur le site du MDDEFP, peu ont adopté les objectifs gouvernementaux relatifs à la capacité de charge des écosystèmes. En effet, une recherche des mots-clés « capacité de support » dans les textes des plans d'action de développement durable des ministères et organismes gouvernementaux assujettis à la *Loi sur le développement durable* a permis de démontrer que seulement 9 entités publiques sur 108 ministères et organismes ont adopté des actions permettant de contribuer directement aux objectifs relatifs au respect de la capacité de charge des écosystèmes (Annexe 1). 22 ministères et organismes ont des actions qu'ils jugent permettant de contribuer indirectement à l'atteinte de ces objectifs alors 78 organismes ne contribuent pas à l'atteinte de ces objectifs puisque ces derniers ne cadrent pas avec leur mission et leurs activités. Les résultats de la recherche sont disponibles à l'annexe 1. Le commissaire au développement durable mentionne dans son rapport de vérification de 2010-2011 que « les

principes de développement durable définis dans la loi sont encore trop souvent ignorés par l'administration publique ou appliqués trop partiellement » (Commissaire au développement durable, 2011, p.1-4). Il illustre d'ailleurs ces lacunes par rapport à certains principes, dont celui de respect de la capacité de support des écosystèmes (Commissaire au développement durable, 2011). Les ministères et organismes dont les actions contribuent à l'atteinte d'objectif relatif au respect de la capacité de charge des écosystèmes dans le cadre de l'aménagement du territoire sont :

- Le Conseil Cri-Québec sur la foresterie;
- La Fondation de la faune du Québec;
- Hydro-Québec et ses filiales;
- La Financière agricole du Québec (FADQ);
- Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT);
- Le Ministère des Ressources naturelles;
- Le MDDEFP;
- La Société des établissements de plein air du Québec.

Pour le Conseil Cri-Québec sur la foresterie, le respect de la capacité de charge et des écosystèmes s'inscrit dans leur objectif d'assurer la protection et la mise en valeur du patrimoine et des ressources naturelles dans le respect de la capacité de support des écosystèmes du territoire de l'Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec (ENRQC) en instaurant des mesures de suivi et d'évaluation du régime forestier adapté au territoire. De plus, le Conseil Cri-Québec sur la foresterie vise à veiller à l'application et à l'évolution du régime forestier adapté de façon à permettre une intégration accrue des préoccupations de développement durable dans l'aménagement des ressources du territoire de l'ENRQC. (Conseil Cris-Québec sur la foresterie, 2009).

La Fondation de la faune du Québec a pour mandat d'assurer la conservation et la mise en valeur de la faune et de ses habitats. Ainsi, elle intègre le respect de la capacité de charge des écosystèmes dans son plan de développement durable en ayant pour objectif de favoriser la mise en œuvre de projets qui visent la protection et la mise en valeur du patrimoine faunique tout en respectant la capacité de support des écosystèmes. (Fondation de la Faune du Québec (s.d.)

Afin de contribuer à l'objectif de protection et de mise en valeur du patrimoine et des ressources naturelles dans le respect de la capacité de support des écosystèmes, Hydro-Québec et ses filiales

ont établi deux objectifs dans leur plan d'action. Le premier consiste à diffuser les connaissances acquises en environnement lors des études environnementales réalisées afin d'assurer une amélioration continue des pratiques environnementales dans le milieu. Le deuxième objectif est d'assurer la protection et la mise en valeur du patrimoine naturel et archéologique en préservant et mettant en valeur la biodiversité dans les emprises de lignes de transport et de distribution au moyen de directives particulières. (Hydro-Québec, 2013)

Pour la FADQ, le respect de la capacité de charge des écosystèmes s'intègre dans son objectif d'assurer le développement de la production agricole dans le respect de la capacité de support des écosystèmes en incitant les entreprises au respect des normes environnementales prévues aux programmes de financement de la FADQ. (FADQ, 2013)

Afin de contribuer à un développement et un aménagement durable et intégré du territoire, le MAMROT a pour objectif d'intégrer le développement durable au cœur de la démarche de révision de la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* et du renouvellement des orientations gouvernementales en aménagement du territoire. Cet objectif se réalisera notamment par l'intégration de thème du développement durable dans les orientations d'aménagement. (Québec, 2013).

Le ministère des Ressources naturelles vise à assurer la conservation et la protection du patrimoine naturel et territorial en misant sur la restauration des sites miniers et sur l'aménagement des milieux forestiers afin d'assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes. (Québec, 2009b)

Le MDDEFP vise à contribuer aux respects de la capacité de charge des écosystèmes en mettant en place des pratiques de gouvernance favorisant la collaboration telle que la gestion intégrée de l'eau. De plus, le MDDEFP cherche à partager les connaissances environnementales afin d'assurer une protection du patrimoine naturel. Finalement, il vise à contribuer à conserver la diversité biologique québécoise en mettant en œuvre des plans de sauvegarde de la biodiversité. (Québec, s.d.)

La Société des établissements de plein air du Québec entend contribuer à la protection et la mise en valeur du patrimoine et des ressources naturelles dans le respect de la capacité de support des écosystèmes en effectuant le suivi du maintien de l'intégrité écologique de ses parcs. Le tout dans l'objectif de maintenir l'intégrité écologique au même niveau que celui constaté selon les indicateurs mis en place dans les parcs nationaux et assurer le maintien du potentiel faunique dans les réserves fauniques. Au niveau de l'aménagement durable du territoire, la Société des établissements de plein air du Québec souhaite assurer un leadership en matière d'aménagement et

de développement durable et intégré des ressources et des territoires sous sa responsabilité afin que leur mise en valeur soit harmonieuse avec la vocation et la mission des réseaux, et assumer un rôle d'éducation et d'information en ces matières. (Société des établissements de plein air du Québec, s.d.)

Ainsi, ces différents ministères et organismes gouvernementaux tentent d'intégrer le principe de respect de la capacité de charge dans l'aménagement et le développement du territoire au moyen de l'adoption d'objectifs et de moyens dans leur plan d'action de développement durable. Cependant, est-ce que les objectifs proposés par ces ministères et organismes permettent réellement d'intégrer le concept de la capacité de charge à leurs activités?

Les rapports de vérification datant de 2010-2011 et de 2011-2012 du Commissaire au développement durable indiquent que cette intégration est difficilement évaluable. Les redditions de compte réalisées par les différents ministères et organismes quant à leur plan d'action en développement durable ne permettent pas de mesurer les résultats obtenus. En effet, la plupart des organisations ne rendent pas compte de l'entièreté des actions visées par leur plan et font plutôt état des activités réalisées que des résultats obtenus par celles-ci. Il y a un manque de suivi des indicateurs proposés par chaque organisation (Commissaire au développement durable, 2011; 2012).

4.1.2 Intégration du concept dans la législation québécoise

Le respect de la capacité de charge des écosystèmes n'est pas très présent dans les différents textes législatifs québécois. Une rapide recherche par mot-clé sur le site de Publication du Québec a permis de trouver des textes législatifs comportant l'expression « capacité de support » ou « capacité de charge ». Toutefois, les textes obtenus ne font pas référence à la gestion des écosystèmes. Il s'agissait de lois et de règlement relatifs aux domaines de la construction, de l'immigration, du droit civil, les services de santé et les services sociaux, la sécurité au travail, les populations autochtones ainsi que l'assurance automobile. Ainsi, seule la *Loi sur le développement durable* intègre le principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes pour le maintien des biens et des services écologiques pour les générations futures.

Le principe n'est pas non plus pris en charge dans les dispositions de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE). En effet, la LQE ne considère pas les problématiques liées aux pressions cumulatives sur l'écosystème. En effet, si elle prévoit une limite à la concentration de contaminants qu'une industrie peut avoir dans ses rejets dans une rivière, elle ne prévoit pas que la présence de

plusieurs industries sur une même rivière et dont les rejets sont conformes aux normes réglementaires ne respectent pas de par l'effet cumulatif de leurs rejets la capacité de charge du cours d'eau (Commissaire au développement durable, 2011).

De plus, dans son rapport de vérification 2010-2011, le Commissaire au développement durable faisait remarquer que l'adoption de plusieurs réglementations en matière d'environnement remontait à longtemps. Il y a donc lieu de réaliser une révision de la réglementation afin de prendre en considération les nouveaux principes de développement durable adoptés ainsi que les impacts des nouvelles activités anthropiques (Commissaire au développement durable, 2011). Toutefois, tel que démontré dans les chapitres précédents, la notion de capacité de charge peut être complexe dans le cadre d'une application réglementaire, mais elle resterait pertinente pour inclure le principe dans la LQE (Côté, 2013).

4.2 La capacité de charge dans les orientations d'aménagement et de développement du territoire

En termes d'aménagement et de développement du territoire, les orientations gouvernementales fournissent un cadre aux instances municipales afin que le développement se fasse de façon concertée selon les préoccupations gouvernementales. *Pour un aménagement concerté du territoire* est le principal document des orientations gouvernementales en aménagement et développement du territoire. Publié en 1994, il a depuis été ajusté par d'autres orientations (Québec, 2011). Cette section présentera comment les orientations d'aménagement et de développement du territoire prennent en compte la capacité de charge des écosystèmes dans une perspective de développement durable. Les seuils écologiques auxquels les orientations d'aménagement font référence seront présentés pour ensuite être comparés aux seuils proposés par la communauté scientifique tels que présentés au chapitre 2.

4.2.1 Orientations faisant référence au concept de capacité de charge des écosystèmes

Les orientations d'aménagements et de développements du territoire concernées par le respect de la capacité des écosystèmes se retrouvent dans les quatre documents d'orientations gouvernementales suivants :

- Pour un aménagement concerté du territoire (1994)
- Pour un aménagement concerté du territoire (Document complémentaire, 1995)
- La protection du territoire et des activités agricoles (Document complémentaire révisé, 2001)

- La protection du territoire et des activités agricoles (Addenda au document complémentaire révisé, 2005)

Parmi les orientations énoncées dans ses documents, neuf ont été jugées comme étant en lien avec l'application du principe de respect des écosystèmes puisqu'elles font référence à la protection de l'environnement face à l'expansion des activités anthropiques.

Une première orientation vise à « orienter l'extension urbaine dans les parties du territoire pouvant accueillir le développement de façon économique dans le respect de l'environnement » (Québec; 1994). Par cette orientation, le MAMROT indique que les schémas d'aménagement devront tenir compte des conséquences des choix des secteurs nouveaux d'extension urbaine en ce qui concerne la protection de l'environnement et de la conservation des milieux naturels. De plus, pour les secteurs déjà urbanisés, les schémas d'aménagement devront adopter les objectifs de conservation et les mesures de protection indiqués dans la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (ibid.)*. Toutefois, qu'en est-il des normes minimales à respecter pour les autres composantes des écosystèmes de ces milieux?

Selon l'orientation visant à « protéger, réhabiliter et mettre en valeur le cadre bâti, les espaces publics et éléments du milieu naturel en milieu urbanisé » (Québec; 1994), le schéma d'aménagement doit établir une vision régionale de l'aménagement des espaces et des éléments du milieu naturel en milieu urbain et périurbain dans le but d'assurer leur conservation et leur mise en valeur tout en améliorant la qualité de vie et le développement économique. En plus d'énoncer l'emplacement des espaces naturels, le plan d'aménagement devra également inclure les normes minimales à respecter pour garantir la protection de la couverture végétale dans une proportion adéquate sur le territoire de la municipalité régionale de comté (MRC) visée (*ibid.*).

Afin de « contribuer à la santé, à la sécurité et au bien-être publics ainsi qu'à la protection de l'environnement par une meilleure harmonisation des usages » (Québec; 1994), le schéma d'aménagement doit appliquer la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* et définir les usages permis dans les plaines inondables identifiées. De plus, les usages anthropiques du territoire devront tenir compte des normes énoncées dans la LQE (*ibid.*).

Une autre orientation d'aménagement prévoit « d'arrimer aux objectifs d'aménagement du territoire et de protection de l'environnement la planification des infrastructures et des équipements à caractère public et assurer leur viabilité » (Québec; 1994). Ainsi, le schéma d'aménagement doit prévoir que les usages prévus près des infrastructures routières ou électriques soient compatibles et

que des mesures d'atténuation soient prévues afin de minimiser les impacts sur l'environnement tel que prévu par la LQE. (*ibid.*).

Les orientations d'aménagement prévoient également « d'assurer la pérennité et la mise en valeur du territoire et des activités agricoles en tenant compte des particularités et de la diversité des milieux » (Québec; 1994). À cette fin, les schémas d'aménagement devront indiquer les dispositions pour une gestion des fumiers selon les dispositions *Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles* afin de diminuer les risques de pollution de l'eau et de l'air (*ibid.*). Toutefois, outre la gestion fumier, les autres composantes environnementales des activités agricoles ne sont pas prises en compte.

Les schémas d'aménagement doivent « contribuer au développement du secteur minier en favorisant la protection et la mise en valeur des ressources minérales par une meilleure planification territoriale » afin de favoriser la protection de l'environnement pendant et après les activités minières. (Québec; 1994)

Une orientation gouvernementale vise à « assurer la pérennité et la mise en valeur des ressources forestières en tenant compte de la diversité des milieux » (Québec; 1994). Cette orientation semble prendre en compte le principe de capacité de charge des écosystèmes puisqu'elle vise le maintien du rendement des forêts et des activités économiques tout en assurant la conservation des forêts et de leur diversité biologique (*ibid.*). Cette orientation est appuyée par les dispositions de la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* et du *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public* (*ibid.*). Il y a lieu de se demander si cette orientation permettra aux décideurs d'être plus sensibles au risque environnemental plutôt qu'au risque économique comme elle le suggère.

Une autre orientation vise à « assurer la protection du patrimoine naturel ainsi que le maintien des espèces fauniques et floristiques et de leurs habitats » (Québec; 1994). Cette orientation, qui est directement liée au principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes, s'appuie sur les dispositions de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*, du *Règlement sur les habitats fauniques* et de la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* (*ibid.*).

La dernière orientation en lien avec le principe de respect de la capacité de charge est celle visant à

« planifier l'aménagement et le développement du territoire agricole en accordant la priorité aux activités et aux exploitations agricoles en zone agricole, dans le respect des particularités du milieu, de manière à favoriser, dans une perspective de

développement durable, le développement économique des régions » (Québec, 200, p. 12).

Ainsi, le développement du territoire agricole devra tenir compte des problématiques particulières afin de mettre en valeur les ressources et le potentiel des terres agricoles tout en maintenant la qualité de l'environnement de façon à répondre aux besoins actuels et futurs. Cette orientation est appuyée par les dispositions de la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* et du *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* que les schémas d'aménagement devront intégrer (*ibid.*).

4.2.2 Seuils à respecter selon les orientations d'aménagement

Les différentes politiques, lois et règlements énoncent des seuils auxquels les orientations d'aménagement font référence. Ces seuils doivent être pris en compte par les schémas d'aménagement afin de respecter la capacité de charge des écosystèmes sur leur territoire. Ainsi, en ce qui a trait aux milieux humides riverains et agricoles, les orientations font souvent référence à la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*. L'article 5.1 de cette politique indique que les MRC ou villes ayant compétences pour réaliser un plan d'aménagement doivent présenter un plan de gestion des rives, du littoral et des plaines inondables dans lequel elles prévoient des mesures spéciales pour les situations particulières à leur territoire. Autrement, elles doivent appliquer par réglementation les normes minimales de la politique. L'article 3.2 de cette dernière indique qu'il est interdit d'effectuer des constructions, des ouvrages ou des travaux dans la rive d'un cours d'eau. Cette interdiction est valable sur une largeur s'étendant de 10 à 15 m de chaque côté d'un cours d'eau selon la pente (*Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*, L.R.Q., c. Q-2, r.35, art. 2.2). Toutefois, certaines activités, identifiées à l'article 3.2 (*Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*, L.R.Q., c. Q-2, r.35) demeurent autorisées si leur réalisation n'est pas incompatible avec d'autres mesures de protection notamment l'obtention d'une autorisation en vertu de la LQE ou la préservation d'une bande de protection de 3 à 5 m (*Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*, L.R.Q., c. Q-2, r.35, art.3.2). Ainsi, il est permis de réaliser la collecte de 50% des tiges de 10 cm et plus de diamètre à condition de conserver un couvert forestier de 50 %. De plus, selon le paragraphe f de l'article 3.2, la culture du sol est permise si une bande riveraine végétalisée d'une largeur de 3 m est conservée. À ces normes, s'ajoutent celles concernant les activités agricoles et qui sont énoncées dans le *Règlement sur les exploitations agricoles*. Ainsi, ce règlement prévoit qu'une bande riveraine de 15 m doit être préservée dans le cas d'exploitation agricole ou d'élevage de bétail. De plus, l'épandage de déjections animales ne doit pas être réalisé à l'intérieur d'une bande

riveraine délimitée par règlement municipal ou, lorsqu'il n'y a pas de bande riveraine de prévue, à l'intérieur d'une zone de 3 m entourant un cours d'eau, un lac, un marécage d'une superficie minimale de 10 000 m² ou dans un étang (*Règlement sur les exploitations agricoles*, L.R.Q., c. Q-2, r.26, art. 6). Ces normes présentent donc plusieurs écarts face aux seuils écologiques suggérés par la communauté scientifique. Ces différences seront davantage soulignées dans la prochaine section.

En ce qui a trait à aux milieux forestiers, la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, le *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État* et la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* et le *Règlement sur les habitats fauniques* font état de certains seuils à respecter. La *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* vise à favoriser un aménagement durable des forêts afin notamment de conserver la diversité biologique, de maintenir l'état de la productivité des écosystèmes forestiers et de maintenir l'apport des écosystèmes forestiers aux grands cycles écologiques (*Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, L.R.Q., c. A-18.1, art. 2). Les dispositions de cette loi sont notamment appliquées via le *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État* (L.R.Q., c. A-18.1) qui indique que dans le cadre d'exploitation forestière une lisière boisée d'une largeur de 20 m doit être conservée sur les rives d'une tourbière avec mare, d'un marais, d'un marécage, d'un lac ou d'un cours d'eau à écoulement permanent (*Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État*, L.R.Q., c. A-18.1, r.7, art. 2). Le règlement prévoit également des zones de protection dans le cadre d'activités d'exploitation forestières selon les saisons et selon les espèces se trouvant dans les forêts. Les largeurs des zones de protection peuvent donc s'étendre de 20 à 500 m. La *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (L.R.Q., c. C-61.1) et le *Règlement sur les habitats fauniques* (L.R.Q., c. C-61.1, r.18) indiquent les activités ne pouvant pas être réalisées dans des zones allant de 30 à 300 m de l'habitat de certaines espèces. De plus, la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* (L.R.Q., c. A-19) indique à l'article 79.1 que la MRC peut par règlement régir ce qui a trait à la plantation ou l'abattage d'arbres sur son territoire afin d'assurer la protection du couvert forestier et de favoriser l'aménagement durable de la forêt privée. Ces textes législatifs semblent intégrer davantage le principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes. Cependant, est-ce que ces seuils permettent d'intégrer l'ensemble des composantes des écosystèmes forestiers?

4.2.3 Différences entre les seuils écologiques et les seuils des orientations

La prise en considération du respect de la capacité de charge des écosystèmes dans les orientations de développement et d'aménagement du territoire semble minime. En effet, la considération est faite indirectement par l'adoption de certaines orientations visant à protéger l'environnement. De

plus, les politiques, règlements et lois sur lesquels elles s'appuient afin d'énoncer les normes minimales de protection ne considèrent pas l'ensemble de milieux environnementaux. Ainsi, il est possible de remarquer que les seuils établis dans la législation restent généraux et ne s'adaptent pas aux différentes situations telles que la largeur de la bande riveraine selon la largeur du cours d'eau où les activités anthropiques ayant lieu sur les terres adjacentes.

De plus, il est possible de remarquer que les seuils adoptés par la législation sont souvent inférieurs à ceux recommandés par la communauté scientifique afin de maintenir les biens et services écologiques des écosystèmes comme c'est le cas ailleurs (Price *et al.*, 2009). Par exemple, la largeur de la zone tampon autour des milieux humides dans le cadre d'activités agricoles est de 3 m alors qu'elle devrait être formée d'une zone de critique allant de la largeur peut s'étendre entre 1 m et 1155 m et d'une zone de protection de 1 m à 223 m de largeur additionnelle (COGIRMA, 2010; Canada, 2013). De plus, les orientations et les seuils proposés ne tiennent pas compte de l'ensemble des composantes des écosystèmes (COGIRMA, 2010). Par exemple, les orientations d'aménagement recommandent de préserver des surfaces boisées représentant 30 % de la superficie du territoire d'une MRC, mais elles ne mentionnent pas les distances minimales à maintenir entre les boisés, l'importance du maintien de corridors entre les habitats et la distribution des boisés sur le territoire de la MRC (COGIRMA, 2010).

Une autre considération à prendre serait de prévoir l'application des concepts de la gestion adaptative. En effet, puisqu'il est difficile d'identifier un seuil pour assurer le respect de la capacité de charge, l'utilisation de la gestion adaptative permettrait de s'adapter à tous les écosystèmes. De plus, la phase de suivi prévue dans ce mode de gestion permettrait de s'assurer que la mesure mise en place est efficace pour l'atteinte des objectifs de conservation visés par les orientations d'aménagement du territoire. Un autre fait à considérer est que, tel que l'a mentionné le Commissaire au développement durable, les seuils proposés dans la législation ne tiennent pas compte du respect de la capacité de charge des écosystèmes puisqu'ils ne considèrent pas l'effet cumulatif de plusieurs activités (Commissaire au développement durable, 2011). La phase de suivi permettrait de prendre compte de l'effet cumulatif des différentes pressions anthropiques exercées sur un milieu.

4.3 Exemples d'intégration du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes

Dans la prolongation 2013-2015 de son plan d'action sur le développement durable 2008-2013, le MAMROT indique qu'il révisera la *Loi sur l'aménagement et l'urbanisme* afin qu'elle adhère

davantage aux principes du développement durable (Québec, 2013). En parallèle à cette démarche et notamment afin de débiter l'intégration du principe de respect de la capacité de charge, le MAMROT a publié un guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable dont l'objectif est de présenter des stratégies d'aménagement qui permettront de respecter davantage la capacité de charge des écosystèmes (Québec, 2010). Ce guide ne réfère pas explicitement à la capacité de charge des écosystèmes, mais il réussit à le faire en proposant des solutions pour le maintien des biens et services écologiques. Il suggère aux acteurs municipaux en aménagement du territoire d'entreprendre une démarche afin de protéger la biodiversité dans les milieux urbanisés. Ainsi, il suggère d'abord de faire une caractérisation de la biodiversité du territoire pour ensuite établir une stratégie et finalement faire une évaluation de l'intervention réalisée. Pour la stratégie de conservation, peu de seuils écologiques à respecter sont identifiés. Le guide énonce plutôt des lignes directrices à observer pour préserver la biodiversité en milieu urbain. Il comprend également plusieurs exemples de cas concrets qui semblent prometteurs tels que le réseau de corridor faunique de la MRC des Laurentides, la restauration de la rivière St-Charles à Québec et le plan de conservation du parc industriel régional de Sherbrooke (*ibid.*). Toutefois, l'application de cette démarche n'est pas obligatoire. Elle semble constituer cependant un bon point de départ pour une municipalité ou une MRC urbanisée.

En conclusion de ce chapitre, il est possible de réaliser que l'intégration du respect de la capacité de charge comme principe de la *Loi sur le développement durable* est un bon point de départ afin que la société québécoise l'applique dans sa démarche d'aménagement durable du territoire. Toutefois, tel que le suggère le Commissaire au développement durable, il faut, comme pour la plupart des principes de développement durable, que le principe soit appliqué concrètement dans l'ensemble des lois, des règlements, des politiques et des programmes (Commissaire au développement durable, 2011).

5 RECOMMANDATIONS

À la lumière de ce qui a été présenté dans le chapitre 4, il est possible de remarquer que l'application de façon concrète du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes en matière d'aménagement et de développement du territoire au Québec rencontre des lacunes. Ces lacunes sont notamment dues au fait que le principe n'est pas bien défini ce qui complique sa prise en compte. De plus, les objectifs gouvernementaux en développement durable ne sont pas explicitement indiqués par la *Stratégie de développement durable* sans compter que les lois, règlements et politiques ne l'intègrent pas. Ainsi, son application afin de réaliser un développement durable du territoire ne peut qu'être difficilement faite par les instances municipales.

Le présent chapitre contiendra quelques recommandations afin d'améliorer la prise en compte du principe de respect de capacité de charge dans la mise en œuvre d'un aménagement et d'un développement durable du territoire. Ces recommandations sont émises en lien avec les concepts théoriques de biens et services écologiques, de capacité de charge, de seuils et de gestion adaptative. Ces recommandations ont comme point d'ancrage le principe de respect de la capacité de support des écosystèmes tel qu'énoncé dans la *Loi sur le développement durable* Québec.

5.1 Le principe de respect de capacité de charge des écosystèmes

Les premières recommandations concernent le besoin d'acquérir davantage de connaissances sur les écosystèmes et les biens et services qu'ils fournissent ainsi que de mieux définir ce en quoi consiste le principe de capacité de charge. Ces connaissances permettront de mieux reconnaître quels sont les biens et services écologiques à prioriser, d'identifier l'impact des activités anthropiques sur les écosystèmes ainsi que de mieux intégrer le principe de capacité de charge dans les objectifs d'aménagement du territoire.

5.1.1 Reconnaître les biens et services écologiques importants

Le rôle des écosystèmes pour le maintien du bien-être des populations humaines n'est plus à démontrer. Plusieurs études ont déjà démontré le lien entre des écosystèmes en santé et le bien-être des populations. Toutefois, il y a un manque de connaissances au niveau des interrelations entre les différentes composantes des écosystèmes et entre les impacts des activités anthropiques sur les écosystèmes. En effet, les écosystèmes et les relations de l'Homme avec l'environnement sont très complexes. Les connaissances actuelles sur ces relations sont assez limitées. De plus, peu d'informations sont disponibles sur les biens et services écologiques ayant peu de valeurs sur les marchés économiques (MEA, 2005). Les données historiques sur les écosystèmes sont également

incomplètes et ne permettent pas de suivre l'évolution des écosystèmes sur tous ses aspects tels que les changements survenus dans l'utilisation des sols (*ibid.*).

Pour pallier à cette lacune, il faut approfondir les connaissances sur les liens entre les différents processus des écosystèmes et leur rôle dans le bien-être des populations humaines. L'amélioration des connaissances peut se réaliser par des études de suivi des écosystèmes afin d'évaluer leur évolution dans le temps et par l'application des concepts de la gestion adaptative. En effet, cette approche a comme principe de base d'améliorer les connaissances sur les écosystèmes par l'évaluation et le suivi des mesures (Colombie-Britannique, s.d.a ; Williams, 2011).

Pour l'amélioration des connaissances sur des systèmes aussi complexes que les écosystèmes, plusieurs sources de savoir sont à considérer. En effet, les études de cas représentent un savoir important pour des écosystèmes en particulier. Toutefois, il ne faut pas se limiter à ses dernières. Il est également recommandé de se fier sur le savoir écologique traditionnel pour augmenter les connaissances sur les écosystèmes d'un endroit puisque ce savoir témoigne de l'évolution d'un écosystème sur une longue période de temps en plus de pouvoir renseigner sur les relations entre les activités anthropiques et leur impact sur les écosystèmes (Usher, 2000; Busquet, 2006). Il est également recommandé d'augmenter les connaissances sur les écosystèmes par la réalisation d'inventaires des espèces présentes sur le territoire (Québec, 2010). Ainsi, la première étape pour respecter la capacité de charge des écosystèmes se trouvant sur un territoire est de s'assurer d'avoir des connaissances suffisantes sur les écosystèmes pour pouvoir savoir comment agir sur les processus de ces derniers.

5.1.2 Reconnaître l'impact des modes de gestion sur les écosystèmes

En plus de mieux comprendre les processus des écosystèmes, il faut également reconnaître dans quelle mesure les activités anthropiques peuvent affecter les écosystèmes. Cela permet de mieux diriger les actions de conservation et de restauration puisqu'il ne s'agit pas seulement de préserver ou de restaurer les composantes détériorées par les pressions anthropiques, mais également de s'assurer de diminuer ou d'éliminer la pression anthropique à l'origine de cette détérioration (UNEP, 2010). Les activités anthropiques peuvent affecter les écosystèmes à différentes échelles soit globale, régionale ou locale. Ces pressions peuvent provenir des échanges internationaux, de l'exploitation des ressources et des demandes des marchés économiques (MEA, 2005). De plus, il faut prendre en considération que les impacts des activités anthropiques peuvent apparaître à court ou long terme selon la composante de l'écosystème qui est affectée par celles-ci. Il faut également prendre en compte que les pressions des activités anthropiques ayant lieu à un endroit donné

peuvent avoir des effets sur d'autres régions de la planète et sur les générations futures (*ibid.*). Cela est dû au fait que les changements qui surviennent dans les écosystèmes suite aux pressions anthropiques ne sont pas directement linéaires. Ils peuvent se produire de façon abrupte et parfois être irréversibles (UNEP, 2010).

Il faut donc qu'il y ait des changements dans la façon de percevoir la relation de l'homme avec l'environnement. Il ne s'agit plus seulement d'effectuer la restauration des écosystèmes détériorés, mais également de changer les comportements de société qui sont la cause de cette détérioration afin d'assurer la conservation des écosystèmes (UNEP, 2010). Par exemple, la diminution la consommation de viande permettrait de diminuer la déforestation et l'assèchement des terres pour assurer l'élevage du bétail et la production de céréales pour la nourriture (*ibid.*).

Il faut donc reconnaître les impacts du développement sur les écosystèmes. Le développement ne doit pas seulement être axé sur la croissance économique, mais viser la pérennité des ressources sur lequel il dépend.

5.1.3 Définir clairement le concept de capacité de charge dans le cadre de la gestion durable des écosystèmes

Suite à la reconnaissance de l'importance des biens et services écologiques ainsi que des impacts des activités anthropiques sur les écosystèmes, il faut appliquer le principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes. Les différents concepts de capacité de charge présentés au chapitre 1 démontrent qu'il faut prendre le temps de bien le définir dans le cadre de l'aménagement durable du territoire et de la gestion des écosystèmes. La capacité de charge dans le cadre de la gestion des écosystèmes est le seuil au-delà duquel un bien ou un service écologique commence à être dégradé et ne peut plus contribuer au bien-être des populations. Au-delà de ce seuil, la détérioration causée aux écosystèmes empêchera certains groupes de populations et des générations futures à répondre à leurs besoins. Ce concept implique que plusieurs seuils doivent être pris en compte selon les composantes de l'écosystème et selon les variabilités régionales (del Monte-Luna *et al.*, 2004).

La définition proposée dans la *Loi sur le développement durable* mériterait d'être clarifiée afin d'être mieux intégrée dans les plans d'action en développement durable des ministères et organismes gouvernementaux ainsi que dans les orientations d'aménagement et de développement du territoire. Pour l'instant, le concept semble mal compris et appliqué difficilement. En effet, il ne fait pas référence au respect de seuil et est intégré par plusieurs dans leur plan d'action dans le cadre d'achats écoresponsables visant à assurer la protection et la mise en valeur du patrimoine et des ressources naturelles dans le respect de la capacité de support des écosystèmes. Une meilleure

compréhension et une meilleure maîtrise du concept à tous les paliers de gouvernement en permettraient une meilleure application.

5.1.4 S’outiller pour évaluer et appliquer le principe de capacité de charge des écosystèmes

Pour accompagner la définition de capacité de charge des écosystèmes, il faut également mettre en place des outils et des indicateurs afin de faire l’évaluation de sa prise en compte. Pour se faire, il est d’abord nécessaire de se donner des objectifs clairs (UNEP, 2010). En effet, le Commissaire au développement durable notait que les orientations de la *Stratégie de développement durable 2008-2013* ne comportaient pas d’objectifs auxquels les ministères et organismes assujettis à la *Loi sur le développement durable* pouvaient s’arrimer (Commissaire au développement durable, 2011)

Pour s’assurer que le principe est pris en compte par les ministères et les organismes, il faut que des objectifs soient visés lorsque des seuils peuvent être établis. Ainsi, cela permettra d’avoir une vision commune de la démarche à entreprendre pour assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes. Conjointement à cela, il faut que des moyens soit mis en place pour assurer le suivi de sa prise en compte dans les plans d’action afin de voir à tous les niveaux de gouvernance si les actions sont bénéfiques. C’est encore une fois l’importance de se baser sur les concepts véhiculés par la gestion adaptative.

5.2 L’utilisation de seuils dans la gestion des écosystèmes : une stratégie limitée

De par la définition du concept, le respect de la capacité de charge implique de ne pas dépasser certains seuils afin de maintenir les biens et les services écologiques fournis par les écosystèmes. Les seuils proposés pour assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes lors de l’aménagement du territoire doivent respecter ceux proposés par la communauté scientifique et assurer une prise en compte de la complexité des écosystèmes.

Certaines lois, politiques et règlements québécois font état de seuils à respecter afin de préserver la qualité de l’environnement. Cependant, il a été démontré que les seuils retenus dans la législation sont inférieurs à ceux qui sont suggérés par la communauté scientifique. En effet, les seuils de la législation sont proposés pour l’ensemble du territoire toutefois, les écosystèmes existent à plusieurs échelles et couvrent différents milieux ayant des caractéristiques particulières. Il y a donc lieu de revoir les seuils qui doivent être respectés lors de l’aménagement et le développement du territoire.

En effet, les seuils proposés doivent permettre d’intégrer une certaine précaution (Price *et al.*, 2009). En effet, tel que démontré, il y a toujours un risque à adopter un seuil de conservation bas.

Plus celui-ci est bas, plus le risque de diminuer la biodiversité d'un écosystème est grand (Canada, 2013). De plus, les seuils légaux doivent permettre de s'adapter aux différentes échelles auxquelles ils sont appliqués ainsi qu'aux particularités de chaque écosystème (Price *et al.*, 2009). En effet, les seuils doivent être appropriés pour assurer la pérennité de toutes les composantes essentielles des écosystèmes (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004).

L'utilisation de seuils comporte donc plusieurs limites dans le cadre actuel. Elle peut cependant, être utilisée dans la mesure où les connaissances sur l'écosystème sont suffisantes pour pouvoir déterminer des seuils à appliquer (Huggett, 2005). Toutefois, l'utilisation des seuils écologiques pour effectuer la gestion des écosystèmes seulement ne permet pas actuellement d'assurer de respecter la capacité de charge des écosystèmes puisque les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de rendre compte de toute la complexité des écosystèmes dans les seuils établis (Dale et al, 2000 ; Feld et al., 2009 ; Canada 2013).

Une autre problématique avec les seuils est, tel que cela a été mentionné, qu'ils doivent couvrir une importante variabilité (Huggett, 2005). En effet, compte tenu des différences entre les régions et des différences entre les composantes des écosystèmes face aux pressions anthropiques, ils ne peuvent pas permettre une protection de toutes les composantes et ne permettent pas ainsi d'assurer le respect de la capacité de charge des écosystèmes. De plus, ils ne peuvent pas répondre à l'effet confondant que cause le système complexe des écosystèmes. Chaque composante peut réagir d'une façon différente (*ibid.*). De plus, les seuils peuvent être mal interprétés. Par exemple, puisqu'il s'agit de seuils minimaux à respecter, un agriculteur pourrait raser la végétation existante sur son terrain pour atteindre la limite de la bande riveraine recommandée dans la réglementation au lieu de laisser le surplus de végétation qui aurait pu être bénéfique (*ibid.*).

Les seuils ne doivent donc pas être utilisés seuls pour assurer la préservation ou la restauration des écosystèmes (Huggett, 2005). Ils représentent le niveau statistique minimum recommandé par la communauté scientifique pour assurer la durabilité des écosystèmes et ne permettent pas de couvrir la complexité des interrelations et des variabilités régionales des écosystèmes. Ils doivent servir de lignes directrices et être accompagnés d'autres outils de gestion qui permettront de tenir compte de la complexité et de la variabilité des écosystèmes en plus d'assurer le suivi de l'efficacité des seuils et des moyens mis en place pour assurer la préservation d'un écosystème.

5.3 La gestion adaptative comme complément à l'utilisation de seuils

Puisque l'état des connaissances actuelles sur les écosystèmes ne permet pas d'utiliser les seuils légaux afin d'assurer le respect de la capacité de charge, une approche complémentaire doit être utilisée. En effet, les écosystèmes sont des systèmes complexes et les processus de ces derniers englobent un large éventail de composantes qui varient d'une région à l'autre (UNEP, 2010). Ainsi, afin de conserver ou de restaurer un écosystème spécifique, la gestion adaptative semble être la stratégie la mieux indiquée puisqu'elle permet de s'adapter aux particularités de chaque région, de diminuer l'incertitude et d'assurer le suivi des résultats.

La gestion adaptative devrait donc être intégrée dans la prise de décision pour assurer un respect de la capacité de charge des écosystèmes puisqu'elle permet d'inclure un consensus multidisciplinaire, de faire participer l'ensemble de parties prenantes en plus de fournir des connaissances supplémentaires sur les écosystèmes. Afin d'assurer le succès de cette approche, certains faits doivent être pris en considération. Ainsi, il est recommandé de :

- Définir des objectifs clairs
- Intégrer les parties prenantes, dont les populations locales, dans la prise de décisions
- Assurer un suivi des résultats
- Adapter les politiques aux résultats et nouvelles connaissances obtenus. (UNEP, 2010)

L'étape du suivi de cette approche est quelque chose d'avantageux puisqu'il s'agit d'une étape qui est rarement utilisée et qui permet de s'assurer que les moyens mis en place sont adaptés à la situation et qu'ils produisent les résultats escomptés. Les interventions peuvent donc être mises à jour afin d'atteindre les objectifs visés.

Cette approche est déjà intégrée dans les actions des clubs-conseils en agroenvironnement qui, par leurs interventions auprès des agriculteurs, permettent d'augmenter les connaissances sur les problématiques environnementales et d'identifier des solutions adaptées aux problématiques rencontrées (Union des producteurs agricoles du Québec, 2010). L'approche devrait toutefois être appliquée de façon à ce qu'un suivi rigoureux soit effectué. Elle devrait également s'étendre à d'autres domaines.

5.4 Application du principe de capacité de charge dans l'aménagement du territoire

Les orientations gouvernementales d'aménagement et de développement du territoire doivent donc être revues afin de permettre que le principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes y

soit mieux intégré. Les orientations doivent dans un premier temps incorporer le plus de composantes dans la prescription de seuils (COGIRMA, 2010). Toutefois, étant donné la complexité des écosystèmes et l'état des connaissances actuelles, l'établissement de seuils assurant la protection de tout un écosystème. Ainsi, les réglementations doivent prévoir que les actions d'aménagement se fassent de façon à être adaptées à chaque situation selon les principes de la gestion adaptative.

Pour ce faire, certains enjeux organisationnels doivent être surmontés. Au niveau des institutions gouvernementales, il faut que les décisions se fassent de façons multilatérales en intégrant tous les paliers de gouvernement pour pouvoir rassembler les parties prenantes. Il faut des institutions pouvant supporter les projets de restauration et de conservation à tous les niveaux pour que ceux-ci soient harmonisés (MEA, 2005). La prise de décision doit pouvoir être centralisée ou décentralisée selon l'échelle de la problématique afin de toujours être adaptée à la situation (*ibid.*). De manière à intégrer et solliciter toutes les parties prenantes concernées par la prise en compte, les objectifs de gestion des écosystèmes doivent être partagés avec tous les domaines d'activités pouvant avoir un impact sur les écosystèmes afin qu'ils soient considérés dans plus d'un plan d'action. Cela permet d'assurer de plus grandes chances de réussite d'atteinte des objectifs (*ibid.*). En effet, les écosystèmes et les interrelations humaines avec la nature étant très complexes, il faut que les problématiques environnementales soient traitées et appuyées par tous, puisqu'elles concernent divers domaines.

Il a souvent été mentionné que pour permettre la mise en place d'une gestion adaptative, il faut que les fonds nécessaires pour la mise en place d'une telle démarche soient disponibles, et ce, sur le long terme (MacDonald et Rice, 2004). Ainsi, les programmes d'aide financière et les incitatifs économiques doivent être revus. En effet, les subventions prévues pour les activités faisant une utilisation excessive des biens et des services écologiques devraient être éliminées (MEA, 2005). De plus, comme il a été prouvé qu'il est plus coûteux de restaurer un écosystème que de le préserver (UNEP, 2010), il y aurait avantage à mettre en pratique le principe d'utilisateur-payeur pour les biens et les services écologiques. Cela pourrait ainsi permettre d'assurer des fonds pour mettre en place des projets de gestion adaptative pour la préservation des écosystèmes. En France, la politique de l'eau prévoit que les fonds prélevés par la taxation des utilisateurs de l'eau soient réinvestis dans des projets de préservation de la qualité de l'eau (de Ladurantaye, 2010). Un système similaire permettrait donc de maintenir les projets de suivi des écosystèmes.

5.5 Résumé des recommandations

Pour résumer ce chapitre, les principales recommandations sortant de cet essai sont les suivantes :

- Améliorer les connaissances quant aux interrelations entre les processus des écosystèmes fournissant les biens et services écologiques ainsi que les impacts des activités humaines sur le maintien de ces derniers;
- Établir une définition claire du concept de respect de la capacité de charge des écosystèmes;
- Être prudent dans la prescription de seuils écologiques minimaux à respecter dans l'aménagement du territoire étant donné la complexité et la variabilité des écosystèmes;
- Favoriser l'utilisation des principes de la gestion adaptative notamment la notion de suivi des actions afin d'évaluer l'efficacité de celles-ci et d'ajuster les interventions en fonction des objectifs à atteindre;
- Les organisations doivent également faire preuve de plus de flexibilité. Puisque nos connaissances des écosystèmes seront toujours incomplètes, il est nécessaire, lorsque confronté à de nouvelles situations, d'être flexible et accepter de se placer en situation d'apprentissage et d'adaptation plutôt que d'établir des principes de gestion rigides (del Monte-Luna *et al.*, 2004).

CONCLUSION

Pour conclure, rappelons que les pressions exercées par les activités anthropiques sur les biens et les services écologiques se sont accentuées de façon importante depuis les années 50. Cette situation a mené à la plus grande dégradation des écosystèmes jamais observée. Avec une population toujours grandissante, plusieurs se demandent si les biens et services écologiques pourront toujours être maintenus et quelles sont les façons d'avoir un développement durable des ressources qui permettront de maintenir des écosystèmes en santé. Ainsi, c'est dans cette optique que s'inscrit le présent essai.

L'objectif de cet essai est de faire des recommandations afin de permettre au décideur de tenir compte de la capacité de charge des écosystèmes dans le cadre de l'aménagement et du développement du territoire afin de favoriser le maintien des biens et services écologiques. Pour atteindre cet objectif, il a d'abord été nécessaire de présenter l'importance des biens et services écologiques pour le bien-être des populations humaines ainsi qu'une définition du concept de capacité de charge des écosystèmes. Les biens et services écologiques qu'il est possible de tirer des processus et structures des écosystèmes jouent en effet un rôle important dans le soutien du bien-être des populations au niveau de la régulation, de l'approvisionnement, du support et de la culture. Toutefois, ces derniers sont affectés par les activités anthropiques causant la perte d'habitat, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des ressources, les changements climatiques et la pollution.

Par la suite, une définition de la capacité de charge des écosystèmes a pu être établie dans le cadre du développement durable d'après l'évolution de ce concept et des définitions existante. Ainsi, la capacité de charge des écosystèmes a été définie de la façon suivante :

« La capacité de charge est donc le seuil au-delà duquel un bien ou un service écologique commence à être dégradé et ne peut plus contribuer au bien-être des populations. Au-delà de ce seuil, la détérioration causée aux écosystèmes empêchera certains groupes de populations et des générations futures à répondre à leurs besoins. »

Puisque la définition de capacité de charge implique la notion de seuils, ces derniers sont à considérer. Toutefois, la communauté scientifique recommande un large éventail de seuils écologique à respecter selon le type d'écosystèmes, les espèces y habitant et les activités anthropiques ayant cours sur les terres avoisinantes. Ainsi, cette approche comporte plusieurs limites puisque les seuils sont généralement dédiés à un écosystème bien précis dans une région donnée. De plus, les connaissances actuelles sur les processus et les structures des écosystèmes sont

limitées et ne permettent donc pas de définir des seuils qui assureraient efficacement le maintien des biens et services écologiques.

Pour pallier à cette lacune, la gestion adaptative est une stratégie de gestion des écosystèmes qui permet d'assurer une meilleure considération de l'incertitude relative à la gestion des écosystèmes. En effet, cette stratégie de gestion propose de se fixer des objectifs de préservation à atteindre et de mettre en place des mesures de suivi afin d'évaluer si les actions utilisées sont efficaces et permettent d'atteindre les objectifs.

À la lumière de ces informations, il a été démontré que la prise en compte du principe de capacité de charge des écosystèmes dans l'aménagement et le développement du territoire ne rencontre pas les objectifs visés par la *Loi sur le développement durable* du Québec. En effet, il a été relevé que le concept est peu intégré dans les plans d'action de développement durable des ministères et organismes gouvernementaux ainsi que dans la législation. De plus, il est ressorti que les seuils proposés par les orientations d'aménagement afin de préserver l'environnement étaient bien inférieurs à ceux proposés par la communauté scientifique en plus de ne considérer qu'une infime partie des composantes des écosystèmes et de ne pas permettre de s'ajuster aux variations régionales des écosystèmes. Un autre fait à souligner est que les orientations d'aménagements et la législation n'obligent pas de mettre en place des interventions adaptées à la situation et ne considèrent pas le manque de connaissances.

Ainsi, cet essai a permis d'établir les recommandations suivantes afin d'assurer une meilleure prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans l'aménagement du territoire. Une première recommandation est d'améliorer les connaissances quant aux interrelations entre les processus des écosystèmes fournissant les biens et services écologiques ainsi que les impacts des activités humaines sur le maintien de ces derniers. Deuxièmement, il est nécessaire d'établir une définition claire du concept de respect de la capacité de charge des écosystèmes. Ensuite, il faut être prudent dans la prescription de seuils écologiques minimaux à respecter dans l'aménagement du territoire étant donné la complexité et la variabilité des écosystèmes. Il faut également favoriser l'utilisation des principes de la gestion adaptative notamment la notion de suivi des actions afin d'évaluer l'efficacité de celles-ci et d'ajuster les interventions en fonction des objectifs à atteindre. Finalement, il est nécessaire que les organisations doivent faire preuve de plus de flexibilité. Puisque nos connaissances des écosystèmes seront toujours incomplètes, il est nécessaire, lorsque confronté à de nouvelles situations, d'être flexible et de s'adapter plutôt que d'établir des principes de gestion rigides.

Cet essai termine donc en démontrant le travail qui doit encore être accompli afin de pouvoir appliquer le respect de la capacité de charge dans l'aménagement du territoire. Ainsi, une mise à niveau doit être faite au niveau des institutions, mais également au niveau des choix sociaux qui ont un impact sur l'environnement. Ces sujets mériteraient d'être traités afin de permettre une prise en compte totale de la capacité de charge des écosystèmes et assurer le bien-être des populations actuelles et futures.

RÉFÉRENCES

- Allan, J.D. (2004). The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, p. 257-284.
- Belzile, L., Bérubé, P., Hoang, V.D., Leclerc, M. (1997). Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec. *Rapport présenté par l'INRS-Eau et le Groupe-conseil Génivar inc. Au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Pêches et Océans Canada*. <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/Methode-eco-hydrologique-debits-protection-poisson-rivieres-Quebec.pdf> (Page consulté le 9 novembre 2013).
- Busquet, M.B. (2006). Des stratégies intégrées durables : savoir écologique traditionnel et gestion adaptative des espaces et des ressources. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, vol. 7, n°2, <http://vertigo.revues.org/2279#notes> (Page consultée le 6 septembre 2013).
- Canada. Environnement Canada (2013). *Quand l'habitat est-il suffisant? Troisième édition*. Toronto, Environnement Canada, 138p.
- Cohen, J.E. (1995). Population growth and earth's human carrying capacity. *Science*, vol. 269, n° 5222, p. 341-346.
- Colombie-Britannique. Ministry of Forests and Ranges (s.d.a). Adaptive Management Initiatives in the BC Forest Service. *In* Ministry of Forests and Ranges. *Adaptive management*. <http://www.for.gov.bc.ca/hfp/amhome/index.htm> (Page consulté le 19 novembre 2013).
- Colombie-Britannique. Ministry of Forests and Ranges (s.d.b). Project summary: Experimental Management of an Australian multi-species fishery. *In* Ministry of Forests and Ranges. *Adaptive management*. <http://www.for.gov.bc.ca/hfp/amhome/Projects/Australian-Fisheries.htm> (Page consulté le 19 novembre 2013).
- Comité sur la gestion intégrée des ressources en milieu agricole (COGIRMA) (2010). La biodiversité en milieu agricole au Québec : État des connaissances et approches de conservation. *In* Ministère des Ressources naturelles. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/faune/biodiversite-milieu-agricole.pdf> (Page consultée le 10 avril 2013).
- Commissaire au développement durable (2011). Rapport du commissaire au développement durable. *In* Vérificateur général du Québec. *Rapport annuel du Vérificateur général du Québec à l'Assemblée nationale pour l'année 2010-2011*, http://www.vgq.gouv.qc.ca/fr/fr_publications/fr_rapport-annuel/fr_2010-2011-CDD/fr_Rapport2010-2011-CDD.pdf (Page consulté le 1er décembre 2013).
- Commissaire au développement durable (2012). Rapport du commissaire au développement durable. *In* Vérificateur général du Québec. *Rapport annuel du Vérificateur général du Québec à l'Assemblée nationale pour l'année 2011-2012*, http://www.vgq.gouv.qc.ca/fr/fr_publications/fr_rapport-annuel/fr_2011-2012-CDD/fr_Rapport2011-2012-CDD.pdf (Page consulté le 1er décembre 2013).
- Conseil Cris-Québec sur la foresterie (2009). Plan d'action de développement durable 2008-2015. *In* Conseil Cris-Québec sur la foresterie, http://www.ccqf-cqfb.ca/commun/PDF_fr/Plan-d-action-de-developpement-durable-2008-2015.pdf (Page consultée le 29 novembre 2013).

- Convention sur la diversité biologique (CDB) (2010). Perspectives mondiales de la diversité biologique. *In* Convention sur la diversité biologique. *Perspectives mondiales de la diversité biologique 3*. <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-fr.pdf> (Page consultée le 7 avril 2013).
- Côté, M.-J. (2013). Discussion sur la prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes par le MDDEFP. *Entrevue téléphonique par Christine Bergeron-Verville avec Mme Marie-Josée Côté, Direction du patrimoine écologique et des parcs*, 11 avril 2013, Sherbrooke.
- Dale, V. H., Brown, S., Haeuber, R.A., Hobbs, N. T., Huntly, N., Naiman, R. J., Riebsame, W. E., Turner, M. G., Valone, T. J. (2000). Ecological Principles and Guidelines for Managing the Use of Land. *Ecological Applications*, vol. 10, n° 3, p. 639-670.
- de Ladurantaye, R. (2010). *ENV-757 Gestion de l'eau, Notes de cours: Organisation de la gestion de l'eau en France*. Sherbrooke, Centre universitaire de formation en environnement (CUFE), Université de Sherbrooke, 13 p.
- del Monte-Luna, P., Brook, B.W., Zetina-Rejón, M.J. et Cruz-Escalona, V.H. (2004). The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 13, n° 6, p. 485-495.
- Feld, C.K., da Silva, P.M., Sousa, J.P., de Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römbke, J., Sandin, L., Jones, K.B., Harrison, P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, vol. 118, p. 1862-1871.
- Financière agricole du Québec (FADQ) (2013). Plan d'action de développement durable 2013-2015. *In* FADQ. http://www.fadq.qc.ca/fileadmin/fr/cent_docu/docu_publ/autr/plan_action_2013-2015.pdf (Page consultée le 29 novembre 2013).
- Fisher, B., Turner, R.K. et Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, vol. 68, n° 3, p. 643-653.
- Fondation de la Faune du Québec (s.d.). Plan d'action de développement durable 2008-2013 - prolongé jusqu'au 31 mars 2015. *In* Fondation de la Faune du Québec, <http://fondationdelafaune.qc.ca/documents/File/PADD%20PROROGUE%202008-2015%20VF.pdf> (Page consultée le 29 novembre 2013).
- Global Footprint Network (2012). L'Essentiel de l'Empreinte – Aperçu. *In* Global Footprint Network. *Global Footprint Network*. http://www.footprintnetwork.org/fr/index.php/GFN/page/footprint_basics_overview/ (Page consultée le 12 octobre 2013).
- Goodland, R. (1995). The concept of environmental sustainability. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 26, p. 1-24.
- Gunderson, L.H. (2000). Ecological Resilience-In Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 31 , p. 425-439.
- Gunnell, Y. (2009). *Écologie et société: repères pour comprendre les questions d'environnement*. Paris, A. Colin. 415 p. (Collection U. Série Sciences humaines et sociales).

- Hilderbrand, R.H., Utz, R.M., Stranko, S.A., Raesly, R.L. (2010). Applying thresholds to forecast potential biodiversity loss from human development. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 29, n°3, p.1009-1016.
- Huggett, A.J. (2005). The concept and utility of “ecological thresholds” in biodiversity conservation, *Biological Conservation*, vol. 124, p.301-310.
- Hydro-Québec (2013). Plan d’action de développement durable 2013-2016. In Hydro-Québec, http://www.hydroquebec.com/publications/fr/plan_action_dd/pdf/plan_action_dd.pdf (Page consultée le 29 novembre 2013).
- Kroeger, A.-C., Madramootoo, C.A., Enright, P. Laflamme, C., Francoeur-Leblond, N. (2009). Les marais filtrants : une solution pour restaurer les cours d'eau agricoles. *Agrosolutions*, vol. 20, n°1, http://www.irda.qc.ca/_documents/_Results/202.pdf (Page consultée le 24 novembre 2013).
- Limoges, B. (2009). Biodiversité, services écologiques et bien-être humain. *Le naturaliste canadien*, vol. 133, n° 2, p. 15-19.
- Lindenmayer, D.B., Luck, G. (2005). Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biological Conservation*, vol. 124, p. 351-354.
- Lee, K.N. (1999). Appraising adaptive management. *Conservation Ecology*, vol. 3, n°2. <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/> (Page consultée le 17 octobre 2013).
- Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, L.R.Q., c. A-18.1
- Loi sur l'aménagement et l'urbanisme*, L.R.Q., c. A-19
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*, L.R.Q., c. C-61.1
- Loi sur le développement durable*. L.R.Q. c. D-8.1.1.
- MacDonald, G.B., Rice, J.A., McLaughlin, J., Pearce, J., Venier, L., Nystrom, K., Meek, P. (2003). Developing sustainable mixedwood practices in a stand-level adaptive management (SLAM) framework: project establishment. *Forest research information paper*, n°157, <http://www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@mnr/@ofri/documents/document/272365.pdf> (Page consultée le 24 novembre 2013)
- MacDonald, G.B., Rice, J.A. (2004). An active adaptive management case study in Ontario boreal mixedwood stands. *The Forestry Chronicle*, vol. 80, n°3, p. 391-400.
- Millenium Ecosystem Assesment (MEA) (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. In Millenium Ecosystem Assesment. *Évaluation des écosystèmes pour le millénaire*. <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf> (Page consultée le 12 juin 2013).
- Muradian, R. (2001). Ecological thresholds: A survey. *Ecological economics*, vol. 38, p.7-24.
- Nations Unies (2013). World population projected to reach 9.6 billion by 2050 – UN report. In Nations unies. *UN News Center*, <http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=45165> (Page consulté le 15 octobre 2013).
- Ontario. Ministère des Richesses naturelles (2013). Terres humides. In Ministère des Richesses naturelles. *Biodiversité*, http://www.mnr.gov.on.ca/fr/Business/Biodiversity/2ColumnSubPage/STDPROD_081638.html (Page consultée le 23 novembre 2013).

- Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*, L.R.Q., c. Q-2, r.35
- Price, K., Roburn, A., MacKinnon, A. (2009). Ecosystem-based management in the Great Bear Rainforest. *Forest Ecology and Management*, vol. 258, p. 495–503
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (s.d.). Plan d'action de développement durable 208-2015. In MDDEFP., <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/ministere/plandd/plan-action-dd2008-2015.pdf> (Page consultée le 28 novembre 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (1994). Les orientations du gouvernement en matière d'aménagement: Pour un aménagement concerté du territoire. In MAMROT. *Orientations gouvernementales* http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/orientations_gouvernementales/orientations_aménagement.pdf (Page consultée le 29 juillet 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (1995). Les orientations du gouvernement en matière d'aménagement: Pour un aménagement concerté du territoire-Document complémentaire. In MAMROT. *Orientations gouvernementales* http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/orientations_gouvernementales/orientations_aménagement_complement.pdf (Page consultée le 29 juillet 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2001). Les orientations du gouvernement en matière d'aménagement: La protection du territoire et les activités agricoles. In MAMROT. *Orientations gouvernementales* http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/orientations_gouvernementales/orientations_aménagement_agricole.pdf (Page consultée le 29 juillet 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2005). Les orientations du gouvernement en matière d'aménagement: La protection du territoire et les activités agricoles, addenda au document complémentaire révisé. In MAMROT. *Orientations gouvernementales* http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/orientations_gouvernementales/orientations_aménagement_agricole_addenda.pdf (Page consultée le 29 juillet 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2010). La biodiversité et l'urbanisation : Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable. In MAMROT. *Documentation*. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/grands_dossiers/developpement_durable/biodiversite_urbanisation_complet.pdf (Page consultée le 10 avril 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2011). Orientations gouvernementales. In MAMROT. *Aménagement du territoire*. <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/amenagement-du-territoire/orientations-gouvernementales/presentation/> (Page consultée le 30 novembre 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2013). Prolongation du plan d'action de développement durable 2009-2013 - 2013-2015. In MAMROT, http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/grands_dossiers/developpement_durable/plan_action_DD_2013-2015.pdf (Page consultée le 29 novembre 2013).

- Québec. Faune et Parcs (1999). Politique de débits réservés écologiques pour la protection du poisson et de ses habitats. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/chute-allard/documents/DB1.pdf> (Page consultée le 9 novembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2002). La Loi sur le développement durable. In MDDEFP. *Développement durable*, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/developpement/loi.htm> (Page consultée le 28 novembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009a). Guide pour la prise en compte du développement durable. Québec. In MDDEFP, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/developpement/outils/guide-principesdd.pdf> (Page consultée le 1 octobre 2013).
- Québec. Ministère des Ressources naturelles (2009b). Plan d'action de développement durable 2008-2011. In Ministère des Ressources naturelles. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/ministere/politique/plan-developpement-durable.pdf> (Page consultée le 29 novembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2013). Stratégie gouvernementale de développement durable 2008-2013. In MDDEFP. *Développement durable*, http://www.mddep.gouv.qc.ca/developpement/strategie_gouvernementale/strat_gouv.pdf (page consultée le 28 décembre 2013).
- Règlement sur les exploitations agricoles*, L.R.Q., c. Q-2, r.26
- Règlement sur les habitats fauniques*, L.R.Q., c. C-61.1, r.18
- Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État*, L.R.Q., c. A-18.1, r.7
- Robinson, J.G. (1993). The Limits to Caring: Sustainable Living and the Loss of Biodiversity. *Conservation Biology*, vol. 7, n°1, p. 20-28.
- Sayre, N.F. (2008). The Genesis, History, and Limits of Carrying Capacity. *Annals of the Association of American Geographers*, vol 98, n°1, p.120-134.
- Schreiber, E.S.G., Bearlin, A.R., Nicol, S.J., Todd, C.R. (2004). Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. *Ecological management & restoration*, vol. 5, n°3, p.177-182.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2004). Approche par écosystème (Lignes directrices de la CDB). In Approche par écosystèmes. *Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique*, <http://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-fr.pdf> Page consulté le 10 octobre 2013).
- Sheldon, D., Hruby, T., Johnson, P., Harper, K., McMillian, A., Granger, T., Stanley, S., Stockdale, E. (2005). *Wetlands in Washington State, Volume 1: A Synthesis of the Science*. Olympia , Washington State Department of Ecology, 532p.
- Snyder, C.D., Young, J.A., Villeda, R., Lemarié, D.P. (2003). Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, vol. 18, p. 647-664.
- Société des établissements de plein air du Québec (s.d.). Plan d'action de développement durable 2008-2015. In Société des établissements de plein air du Québec. <http://www.sepaq.com/dotAsset/604583.pdf> (Page consultée le 29 novembre 2013).

- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (s.d.). Ecosystem services. *In* TEEB. *Ressources*. <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/> (Page consultée le 2 octobre 2013).
- Turner, N.J., Ignace, M.B., Ignace, R. (2000). Traditional Ecological Knowledge and Wisdom of Aboriginal Peoples in British Columbia. *Ecological Applications*, vol. 10, n°5, p.1275-1287.
- UK National Ecosystem Assessment (2011). Synthesis of the Key Findings. *In* UK National Ecosystem Assessment. *UK National Ecosystem Assessment*. <http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx> (Page consultée le 12 octobre 2013).
- Union des producteurs agricoles du Québec (2010). Environnement. *In* L'union des producteurs agricoles du Québec. *Agriculture et société*, http://www.upa.qc.ca/fr/Agriculture_et_societe/Environnement/Environnement.html (Page consultée le 8 décembre 2013).
- United Nation environmental program (UNEP) (2009). Ecosystem management programme. *In* UNEP. *UNEP*, <http://www.unep.org/themes/freshwater/pdf/ecosystemmanagementprogramme.pdf> (Page consultée le 24 novembre 2013).
- United Nation environmental program (UNEP) (2010). Dead planet, living planet: Biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development. *In* UNEP, *UNEP*. http://www.unep.org/publications/contents/pub_details_search.asp?ID=4144 (Page consultée le 13 juin 2013).
- Usher, P.J. (2000). Traditional Ecological Knowledge in Environmental Assessment and Management. *Arctic*, vol. 53, n°2, p.183-193.
- Williams, B.K. (2011). Adaptive management of natural resources d framework and issues. *Journal of Environmental Management*, vol. 92, p.1346-1353.
- World Wildlife Fund (WWF) (2012). Living planet report 2012 : biodiversity, biocapacity and better choices. *In* WWF. *WWF Global*. http://awsassets.panda.org/downloads/1_lpr_2012_online_full_size_single_pages_final_120516.pdf (Page consultée le 11 mars 2013).

BIBLIOGRAPHIE

- Boyer, J.-P. (2013). Évaluation économique de biens et services environnementaux par la méthode du transfert de bénéfices. Essai de maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 92 p.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as Adaptive Management, *Ecological Applications*, vol. 10, n°. 5, p. 1251-1262
- Chevassus-au-Louis, B., Bielsa, S., Martin, G., Pujol, J.L., Richard, D. et Salles, J.M. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique. In Centre d'analyse stratégique. *Centre d'analyse stratégique*. <http://www.strategie.gouv.fr/content/rapport-biodiversite-%C2%AB-1%E2%80%99approche-economique-de-la-biodiversite-et-des-services-lies-aux-eco> (Page consultée le 1 octobre 2013).

ANNEXE 1 : GRILLE D'ÉVALUATION

Grille d'évaluation de la prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans les plans d'action des ministères et organismes gouvernementaux du Québec

Ministère ou organisme gouvernemental du Québec	Contribution des actions du plan au principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes		
	Directe	Indirecte ou partielle	Aucune
Agence du revenu du Québec			X
Agence métropolitaine de transport		X	
Autorité des marchés financiers		X	
Bibliothèque et archives nationales du Québec			X
Bureau d'audiences publiques sur l'environnement		X	
Bureau du coroner		X	
Bureau du forestier en chef		X	
Caisse de dépôt et placement du Québec			X
Centre de la francophonie des Amériques			X
Centre de recherche industrielle du Québec			X
Centre de services partagés du Québec			X
Comité consultatif de lutte contre la pauvreté et l'exclusion sociale			X
Comité de déontologie policière			X
Commissaire à la déontologie policière			X
Commissaire à la santé et au bien-être			X
Commission administrative des régimes de retraite et d'assurances			X
Commission de la capitale nationale			X
Commission de la construction du Québec			X
Commission de la qualité de l'environnement Kativik			X
Commission de la santé et de la sécurité du travail			X
Commission de l'équité salariale			X
Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ)		X	
Commission des lésions professionnelles			X
Commission des normes du travail			X
Commission d'évaluation de l'enseignement collégial			X
Commission des relations du travail			X
Commission des services juridiques			X

Grille d'évaluation de la prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans les plans d'action des ministères et organismes gouvernementaux du Québec (suite)

Ministère ou organisme gouvernemental du Québec	Contribution des actions du plan au principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes		
	Directe	Indirecte ou partielle	Aucune
Commission municipale du Québec			X
Conseil Cris-Québec sur la foresterie	X		
Conseil de gestion de l'assurance parentale			X
Conseil de la justice administrative			X
Conseil des appellations réservées et des termes valorisants			X
Conseil des arts et des lettres du Québec			X
Conseil du patrimoine culturel du Québec		X	
Conseil du statut de la femme			X
Conseil supérieur de la langue française			X
Conseil supérieur de l'éducation			X
Conservatoire de musique et d'art dramatique du Québec			X
Curateur public			X
Directeur des poursuites criminelles et pénales			X
École nationale de police du Québec	X		
Financement-Québec			X
Fondation de la faune du Québec	X		
Fonds d'aide aux recours collectifs			X
Fonds de recherche du Québec - Santé			X
Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies			X
Fonds de recherche du Québec - Société et culture			X
Héma-Québec			X
Hydro Québec (et ses filiales)	X		
Institut de la statistique du Québec			X
Institut de tourisme et d'hôtellerie du Québec			X
Institut national d'excellence en santé et services sociaux			X
Institut national de santé publique du Québec			X
Investissement Québec (et ses filiales)		X	
La Financière agricole du Québec	X		
Les Offices jeunesse internationaux du Québec - LOJIQ			X
Ministère de la Culture et des Communications		X	
Ministère de la Famille			X

Grille d'évaluation de la prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans les plans d'action des ministères et organismes gouvernementaux du Québec (suite)

Ministère ou organisme gouvernemental du Québec	Contribution des actions du plan au principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes		
	Directe	Indirecte ou partielle	Aucune
Ministère de l'Immigration et des Communautés culturelles		X	
Ministère de la Justice			X
Ministère de la Santé et des Services sociaux			X
Ministère de la Sécurité publique		X	
Ministère de l'Éducation, du Loisir et du Sport		X	
Ministère de l'Emploi et de la Solidarité sociale			X
Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire	X		
Ministère des Finances et de l'Économie - Secteur Finances			X
Ministère des Relations internationales, de la Francophonie et du Commerce extérieur			X
Ministère des Ressources naturelles	X		
Ministère des Transports		X	
Ministère du Conseil exécutif			X
Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs	X		
Ministère des Finances et de l'Économie - Secteur Économie		X	
Ministère des Finances et de l'Économie - Secteur Tourisme		X	
Ministère du Travail			X
Musée de la civilisation			X
Office de la protection du consommateur			X
Office de la sécurité du revenu des chasseurs et piégeurs cris			X
Office des professions du Québec			X
Office québécois de la langue française et Commission de toponymie du Québec		X	
Régie de l'Assurance maladie du Québec			X
Régie de l'énergie			X
Régie des alcools, des courses et des jeux			X
Régie des installations olympiques		X	
Régie des Marchés agricoles et alimentaires du Québec			X
Régie des rentes du Québec			X
Régie du bâtiment du Québec			X

Grille d'évaluation de la prise en compte du principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes dans les plans d'action des ministères et organismes gouvernementaux du Québec (suite)

Ministère ou organisme gouvernemental du Québec	Contribution des actions du plan au principe de respect de la capacité de charge des écosystèmes		
	Directe	Indirecte ou partielle	Aucune
Régie du logement			X
Secrétariat du Conseil du trésor			X
Services Québec			X
Société de développement de la Baie James			X
Société de développement des entreprises culturelles			X
Société de financement des infrastructures locales du Québec			X
Société de l'assurance automobile du Québec			X
Société de télédiffusion du Québec (Télé-Québec)			X
Société des alcools du Québec		X	
Société des établissements de plein air du Québec	X		
Société des loteries du Québec (Loto-Québec et ses filiales)			X
Société des traversiers du Québec			X
Société d'habitation du Québec (et ses filiales)			X
Société du Centre des congrès de Québec			X
Société du Grand Théâtre de Québec		X	
Société du parc industriel et portuaire de Bécancour			X
Société québécoise de récupération et de recyclage (RECYC-QUÉBEC)			X
Société québécoise d'information juridique			X
Sûreté du Québec			X
Total sur 108	9	22	78