

Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke

**Développement d'un outil d'évaluation de la pertinence écologique et statistique
d'indicateurs de suivi de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Québec**

Simon Trottier

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences géographiques (M.Sc.),
cheminement Géomatique

Juillet 2014

© Simon Trottier, 2014

Identification du jury

Directeur de recherche :

M. Jérôme Théau, Professeur agrégé, Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines, Université de Sherbrooke

Codirecteur de recherche :

M. Patrick Graillon, Coordonnateur à la conservation, Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq)

Membres du jury :

M. Richard Fournier, Professeur titulaire, Département de géomatique appliquée, Faculté des lettres et sciences humaines, Université de Sherbrooke

M. Claude Samson, Spécialiste de la surveillance écologique, Parcs Canada

Résumé

En date d'avril 2014, il existe au Québec 25 parcs nationaux dédiés à la conservation. La gestion de 23 de ces parcs, situés au sud du 50^e parallèle, est assurée par la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq). En 2004, les gestionnaires de la Sépaq ont mis en place le Programme de suivi de l'intégrité écologique (PSIE) dans 22 des parcs nationaux afin de les aider dans leur mission de protection et de conservation des parcs. Ce projet de recherche s'inscrit dans la démarche des gestionnaires de la Sépaq d'améliorer certains aspects du PSIE. L'objectif principal est de développer un outil géomatique permettant d'évaluer la pertinence écologique et statistique des indicateurs d'intégrité écologique du PSIE. L'outil développé porte le nom de Bilan des indicateurs pour l'optimisation du PSIE (BIOPSIE). Dans le cadre du projet, le BIOPSIE a été testé sur les parcs nationaux de Frontenac, de la Jacques-Cartier et du Bic. La méthodologie se divise en trois axes dont les résultats s'analysent en parallèle : l'élaboration d'une cartographie des écosystèmes de parc ainsi que l'évaluation écologique et statistique des indicateurs utilisés. Le BIOPSIE utilise des notions de modèles conceptuels d'écosystèmes, d'échantillonnage par tessellation et de calculs de puissance statistique. Les résultats des calculs de puissance statistique réalisés pour 29 indicateurs, qui réfèrent à la probabilité qu'un changement réel soit décelé dans les données, varient en fonction des paramètres de période de suivi, de changement à déceler et de degré de signification (α) utilisés lors de la simulation. En situation contraignante d'échantillonnage (10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,1$), la puissance des indicateurs étudiés est élevée (supérieure à 80 %) pour quatre d'entre eux, moyenne (entre 50 % et 80 %) pour deux et faible (inférieure à 50 %) pour les 23 autres. En situation plus permissive (20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,2$), la puissance des indicateurs étudiés est élevée pour 23 d'entre eux, moyenne pour quatre et faible pour les deux autres. Le développement du BIOPSIE permet de doter les gestionnaires de la Sépaq d'un outil d'évaluation des indicateurs du PSIE balisé et reproductible. À court terme, la méthodologie développée sera appliquée à l'ensemble des parcs du réseau de la Sépaq. Les résultats obtenus permettront aux gestionnaires de la Sépaq d'améliorer la portée scientifique du PSIE et d'en apprécier les résultats avec plus de réalisme.

Citation : Trottier, S. (2014) Développement d'un outil d'évaluation de la pertinence écologique et statistique d'indicateurs de suivi de l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Québec, Mémoire de maîtrise, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, 124 p.

Mots-clés : Indicateur, Intégrité écologique, Parcs nationaux du Québec, Évaluation écologique, Puissance statistique, Échantillonnage, Classification non dirigée, Conservation.

Table des matières

Table des matières	i
Liste des figures	iv
Liste des tableaux	v
Liste des annexes	viii
Liste des acronymes	ix
Remerciements	x
1. Introduction	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Objectifs de recherche	4
2. Cadre théorique	5
2.1 Notions d'intégrité écologique et d'indicateurs.....	5
2.2 Sélection d'indicateurs d'intégrité écologique	8
2.3 Définition des protocoles d'échantillonnage	10
2.3.1 Répartition spatiale des sites d'échantillonnage	11
2.3.2 Nombre d'échantillons et puissance statistique.....	13
3. Cadre expérimental	18
3.1 Zone d'étude	18
3.2 Données utilisées	19
3.3 Méthodologie.....	20
3.3.1 Caractérisation des écosystèmes.....	21
3.3.2 Évaluation écologique des indicateurs	23

3.3.3	Évaluation statistique des indicateurs.....	31
4.	Présentation et analyse des résultats.....	34
4.1	Parc national de Frontenac	34
4.1.1	Cartographie des écosystèmes.....	34
4.1.2	Pertinence écologique des indicateurs.....	37
4.1.3	Pertinence statistique des indicateurs	44
4.1.4	Intégration des résultats des trois axes méthodologiques.....	47
4.1.5	Optimisation d'un suivi et échantillonnage par tessellation.....	50
4.2	Parc national de la Jacques-Cartier.....	52
4.2.1	Cartographie des écosystèmes.....	52
4.2.2	Pertinence écologique des indicateurs.....	54
4.2.3	Pertinence statistique des indicateurs	61
4.2.4	Intégration des résultats des trois axes méthodologiques.....	64
4.3	Parc national du Bic.....	66
4.3.1	Cartographie des écosystèmes.....	66
4.3.2	Pertinence écologique des indicateurs.....	68
4.3.3	Pertinence statistique des indicateurs	77
4.3.4	Intégration des résultats des trois axes méthodologiques.....	79
5.	Discussion	82
5.1	Parcs de la zone d'étude	82
5.1.1	Parc national de Frontenac	82
5.1.2	Parc national de la Jacques-Cartier.....	84
5.1.3	Parc national du Bic.....	85
5.2	Ensemble des parcs testés et réseau de la Sépaq	87
5.2.1	Les modèles conceptuels	87

5.2.2 Les indicateurs et l'évaluation écologique	89
5.2.3 Les aspects statistiques	91
5.3 Le BIOPSIE	96
5.3.1 Apports de l'outil.....	96
5.3.2 Limites méthodologiques	99
5.3.3 Limites dans l'interprétation des résultats	102
5.3.4 Perspectives d'applications et recommandations	104
6. Conclusion	106
7. Références.....	108
Annexes.....	114

Liste des figures

Figure 1 - Étapes classiques d'implantation d'un programme de surveillance écologique.....	3
Figure 2 - Exemples de paramètres liés aux trois attributs de l'intégrité écologique en fonction des différentes échelles de la hiérarchie écosystémique.	6
Figure 3 - Exemples de courbes de puissance statistique.....	15
Figure 4 - Opérations du logiciel de calcul de puissance statistique <i>Monitor</i>	17
Figure 5 - Localisation des trois parcs de la zone d'étude.....	19
Figure 6 - Organigramme méthodologique du projet.....	20
Figure 7 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème forestier.....	26
Figure 8 - Cartographie des grands écosystèmes du parc national de Frontenac.....	36
Figure 9 - Résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc national de Frontenac en fonction des principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.	43
Figure 10 - Cartographie du parc, matrice de probabilité utilisée et sites d'échantillonnage proposés au lac à la Barbue selon la méthode de tessellation pour l'indicateur de suivi d'un habitat lacustre du parc national de Frontenac.....	51
Figure 11 - Cartographie des grands écosystèmes du parc national de la Jacques-Cartier.....	53
Figure 12 - Résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier en fonction des principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.....	61
Figure 13 - Cartographie des grands écosystèmes du parc national du Bic.....	67
Figure 14 - Résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc national du Bic en fonction des principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.....	76

Liste des tableaux

Tableau 1 - Principales catégories d'espèces indicatrices et exemples d'espèces présentes au Québec.	8
Tableau 2 - Exemples de critères de sélection d'indicateurs d'intégrité écologique utilisés.	9
Tableau 3 - Critères d'appréciation des principaux types d'échantillonnage probabiliste de sites.	12
Tableau 4 - Types d'erreurs possibles en lien avec l'hypothèse de recherche en surveillance écologique.	14
Tableau 5 - Principaux paramètres influençant la puissance statistique (1 - β).	15
Tableau 6 - Caractéristiques des principales données géospatiales utilisées dans le cadre du projet.	19
Tableau 7 - Images satellitaires utilisées pour la caractérisation des écosystèmes des trois parcs nationaux de la zone d'étude.	21
Tableau 8 - Nomenclature écosystémique utilisée par le NPS, Parcs Canada et le BIOPSIE.	23
Tableau 9 - Exemple de grille d'analyse de l'écosystème forestier du Parc national de Frontenac utilisée pour l'évaluation écologique des indicateurs du PSIE.	30
Tableau 10 - Principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.	31
Tableau 11 - Paramètres utilisés par <i>Monitor</i> , incluant leur influence sur le résultat, pour l'estimation de la puissance statistique des indicateurs du PSIE.	34
Tableau 12 - Matrice de confusion issue de la cartographie des grands écosystèmes du parc national de Frontenac.	35
Tableau 13 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème forestier du parc national de Frontenac.	38
Tableau 14 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème aquatique du parc national de Frontenac.	39
Tableau 15 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème humide du parc national de Frontenac.	40

Tableau 16 - Principales caractéristiques d'échantillonnage des onze indicateurs du parc national de Frontenac faisant l'objet d'une évaluation statistique.....	44
Tableau 17 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 10 ans des indicateurs du parc national de Frontenac.....	45
Tableau 18 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 20 ans des indicateurs du parc national de Frontenac.....	46
Tableau 19 - Résultats simplifiés du calcul de puissance statistique des indicateurs du parc national de Frontenac.....	47
Tableau 20 - Grille synthèse des résultats de l'application du BIOPSIE sur le parc national de Frontenac.....	49
Tableau 21 - Matrice de confusion issue de la cartographie des grands écosystèmes du parc national de la Jacques-Cartier.....	54
Tableau 22 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème forestier du parc national de la Jacques-Cartier.....	55
Tableau 23 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème aquatique du parc national de la Jacques-Cartier.....	56
Tableau 24 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème humide du parc national de la Jacques-Cartier.....	57
Tableau 25 - Principales caractéristiques d'échantillonnage des huit indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier faisant l'objet d'une évaluation statistique.....	62
Tableau 26 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 10 ans des indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier.....	62
Tableau 27 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 20 ans des indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier.....	63
Tableau 28 - Résultats simplifiés du calcul de puissance statistique des indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier.....	64
Tableau 29 - Grille synthèse des résultats de l'application du BIOPSIE sur le parc national de la Jacques-Cartier.....	65
Tableau 30 - Matrice de confusion issue de la cartographie des grands écosystèmes du parc national du Bic.....	68

Tableau 31 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème forestier du parc national du Bic.	69
Tableau 32 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème aquatique du parc national du Bic.	70
Tableau 33 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème humide du parc national du Bic.....	71
Tableau 34 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème côtier du parc national du Bic.	72
Tableau 35 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème marin du parc national du Bic.	73
Tableau 36 - Principales caractéristiques d'échantillonnage des dix indicateurs du parc national du Bic faisant l'objet d'une évaluation statistique.....	77
Tableau 37 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 10 ans des indicateurs du parc national du Bic.	78
Tableau 38 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 20 ans des indicateurs du parc national du Bic.	79
Tableau 39 - Résultats simplifiés du calcul de puissance statistique des indicateurs du parc national du Bic.....	79
Tableau 40 - Grille synthèse des résultats de l'application du BIOPSIE sur le parc national du Bic.....	81

Liste des annexes

Annexe 1 - Résultats de l'exercice de processus d'analyse hiérarchique (PAH) mené par la Sépaq en 2012.....	114
Annexe 2 - Indicateurs utilisés au parc national de Frontenac dans le cadre du PSIE.....	115
Annexe 3 - Indicateurs utilisés au parc national de la Jacques-Cartier dans le cadre du PSIE.....	116
Annexe 4 - Indicateurs utilisés au parc national du Bic dans le cadre du PSIE.....	117
Annexe 5 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème forestier.....	118
Annexe 6 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème aquatique.....	119
Annexe 7 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème humide.....	120
Annexe 8 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème côtier.....	121
Annexe 9 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème marin.....	122
Annexe 10 - Récapitulatif des modifications apportées aux modèles conceptuels d'écosystèmes avant leur conversion en grilles d'analyse.....	123

Liste des acronymes

BDTQ : Base de données topographiques du Québec

BIOPSIE : Bilan des indicateurs pour l'optimisation du programme de suivi de l'intégrité écologique

EEE : Espèce exotique envahissante

EFE : Écosystème forestier exceptionnel

GRTS : *Generalized Random Tessellation Stratified*

IQBP : Indice de la qualité bactériologique et physicochimique

MDDEFP : Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs

NPS : *National Park Service*

PAH : Processus d'analyse hiérarchique

PSIE : Programme de suivi de l'intégrité écologique

RRQRR : *Reversed Randomized Quadrant-Recursive Raster*

SÉPAQ : Société des établissements de plein air du Québec

SPOT : Satellite pour l'observation de la terre

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

USGS : *United States Geological Survey*

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FQRNT), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG) et la Sépaq pour le soutien financier reçu, par l'entremise d'une bourse BMP innovation, pour la réalisation de ce projet de maîtrise. Sans ce soutien, le projet eut été difficile à mener à terme. Merci également à la Faculté des lettres et sciences humaines de l'Université de Sherbrooke pour l'octroi d'une bourse institutionnelle à l'automne 2012.

Je tiens à remercier sincèrement mon directeur de recherche, Jérôme Théau, de ses conseils pertinents, son écoute, sa patience et l'encadrement de grande qualité qu'il a su me fournir tout au long du projet.

Merci également à Patrick Graillon, codirecteur de recherche, pour sa disponibilité, son ouverture et son point de vue éclairant face au projet. Merci de m'avoir permis de travailler avec cette belle organisation qu'est la Sépaq!

Je tiens aussi à remercier Marlène Dionne, René Charest et Jean-Emmanuel Arsenault, responsables du service de la conservation et de l'éducation aux parcs du Bic, de Frontenac et de la Jacques-Cartier de m'avoir fourni données et renseignements essentiels au projet.

Merci aux professeurs Richard Fournier et Goze-Bertin Béné du Département de géomatique appliquée de l'Université de Sherbrooke pour leurs révisions en cours de projet. Je tiens également à souligner le travail de révision du mémoire effectué par Claude Samson de Parcs Canada. Ses commentaires constructifs et éclairés m'auront permis de bonifier grandement ce document avant le dépôt final.

Merci à Maxime Thériault, collègue du Département de géomatique appliquée pour les discussions constructives et ses encouragements lors du café matinal quotidien. Finalement, je tiens à remercier ma famille, mes amis et ma copine Myriam pour leur compréhension et leurs encouragements tout au long du projet.

1. Introduction

1.1 Problématique

En 1977, le Québec s'est doté de la Loi sur les parcs protégeant des territoires de l'exploitation des ressources (Gouvernement du Québec, 2012). À ce moment, la Loi créait deux types de parcs : des parcs de conservation, voués à la protection du territoire, et des parcs de récréation, dédiés à offrir des opportunités récréatives en plein air à la population. En 2001, une modification à la Loi a officiellement permis de désigner ces territoires comme parcs nationaux répondant aux critères d'aires protégées de catégorie II de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). À ce jour, on compte 25 parcs nationaux québécois (Gouvernement du Québec, 2013b). La gestion de 23 de ceux-ci, situés au sud du 50^e parallèle, a été confiée à la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq). Pour la population, ces parcs représentent des lieux de découverte et une destination privilégiée pour la pratique d'activités de plein air. La mission officielle des parcs est d'assurer la conservation et la protection permanente de territoires représentatifs des régions naturelles du Québec ou de sites naturels à caractère exceptionnel, tout en étant accessibles au public pour des fins d'éducation et de récréation (Sépaq, 2012a).

À l'échelle mondiale, les parcs nationaux représentent une solution à la perte de biodiversité (Timko and Innes, 2009). Cependant, avec une hausse de la popularité des parcs au cours des dernières décennies, les gestionnaires s'interrogent sur les effets possibles d'une augmentation des pressions anthropiques sur les écosystèmes. Dans certains cas, les gestionnaires font aussi face à des pressions de la part de la communauté scientifique et du public afin de démontrer leur capacité à gérer correctement les parcs nationaux (Parrish *et al.*, 2003; Hockings *et al.*, 2004). L'établissement d'un programme de surveillance écologique est une avenue retenue par de nombreux réseaux pour suivre l'état des parcs. Un tel programme se caractérise par l'utilisation d'indicateurs pour suivre l'évolution du niveau d'intégrité écologique. Idéalement, il doit : (1) être écologiquement pertinent, (2) permettre de déceler les changements et leur intensité dont l'origine est anthropique, (3) reposer sur des bases statistiques rigoureuses, (4) présenter un rapport coût-bénéfice avantageux, en plus (5) d'être compréhensible par les gestionnaires, les scientifiques et la population (Andreasen *et al.*, 2001; Caughland and

Oakley, 2001; Niemi and McDonald, 2004). Plusieurs programmes de surveillance écologique sont implantés ou en développement dans les parcs nationaux à travers le monde. C'est le cas aux États-Unis, au Canada, en Australie, en Afrique du Sud et dans plusieurs pays européens (Niemi and McDonald, 2004). Ceux de Parcs Canada et du *National Park Service* (NPS), aux États-Unis, servent généralement de modèles aux autres réseaux de parcs (Sépaq, 2011a).

Depuis 2004, 22 parcs québécois font aussi l'objet d'un programme de surveillance écologique : le Programme de suivi de l'intégrité écologique (PSIE). Celui-ci vise à améliorer la connaissance des composantes et des processus écologiques qui régissent les écosystèmes, ainsi que leur réponse aux pressions anthropiques (Sépaq, 2011a). Pour tenter d'y arriver, le PSIE utilise un ensemble composé d'une vingtaine d'indicateurs réseau et d'autres, plus adaptés aux réalités écosystémiques locales de chacun des parcs. Les indicateurs réseau présentent l'avantage d'utiliser une méthodologie commune et généralement éprouvée pour tous les parcs suivis. Ils visent à cerner des enjeux de conservation plus globaux, tout en permettant et une collaboration et une comparaison des résultats par les responsables des différents parcs. Les indicateurs locaux visent avant tout des enjeux de conservation spécifiques aux parcs et sont généralement développés par les responsables en place. Tous les indicateurs sont regroupés en deux composantes (écosystémique et humaine) et cinq paramètres (qualité de l'air, qualité de l'eau, état de la biocénose, organisation spatiale du territoire et qualité des infrastructures). Les indicateurs liés à la composante écosystémique mesurent des paramètres physiques et biologiques des milieux naturels, particulièrement l'état des composantes des écosystèmes, mais également des facteurs de stress environnementaux. Pour leur part, les indicateurs liés à la composante humaine mesurent des facteurs de stress d'origine anthropique (Sépaq, 2011a). Il importe de mentionner que l'objectif principal d'un programme de suivi n'est pas d'expliquer un changement ayant lieu dans le niveau d'intégrité écologique, mais bien de le détecter. Au besoin, cette détection pourrait donner lieu à des recherches plus spécifiques afin d'en expliquer la cause.

Lors de l'implantation du PSIE, les gestionnaires de la Sépaq ont priorisé la sélection d'indicateurs simples et cadrant avec leur capacité de mise en place. En procédant ainsi, certaines étapes classiques de mise en place d'un tel programme de surveillance n'ont pu être

documentées avec la rigueur scientifique généralement requise pour ce type de programme. Ces sept étapes (figure 1) vont de la définition des buts et objectifs du programme de surveillance écologique à l'analyse et la diffusion des résultats.

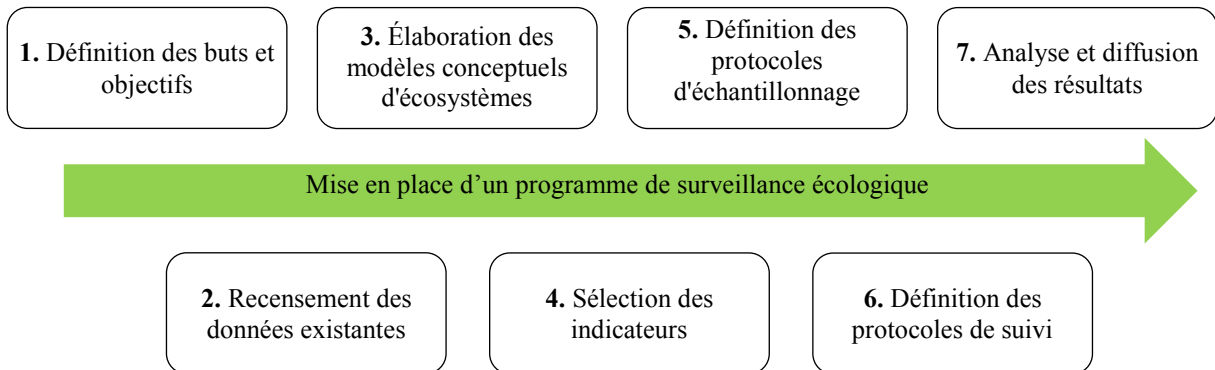


Figure 1 - Étapes classiques d'implantation d'un programme de surveillance écologique. D'après Fancy *et al.* (2009).

Au cours des dernières années, les gestionnaires de la Sépaq ont entamé un processus visant à combler certaines de ces lacunes du PSIE issues de l'approche d'implantation préconisée à l'époque. Plus précisément, il a été déterminé que les étapes de modélisation des écosystèmes, de sélection des indicateurs et de définition des protocoles d'échantillonnage pourraient être bonifiées. Les gestionnaires de la Sépaq souhaitent ainsi vérifier à quel point les indicateurs utilisés sont représentatifs des écosystèmes présents dans les parcs et valider si l'échantillonnage réalisé est suffisant. Sans cette réflexion sur la pertinence des indicateurs, il serait difficile pour les gestionnaires de la Sépaq d'apprécier pleinement les premiers résultats issus du PSIE, prévus pour 2013. Dans certains cas, cette incertitude pourrait également empêcher les gestionnaires d'apporter des améliorations à leurs pratiques de gestion en réponse à une diminution du niveau d'intégrité écologique relevée par un des indicateurs du parc. Il importe aussi de mentionner que les ressources disponibles à la Sépaq ne se comparent pas à celles d'autres réseaux de parcs nationaux et qu'elle ne dispose pas, parmi ses employés, d'une équipe de chercheurs scientifiques. Ce projet, par une mise à jour des connaissances scientifiques en surveillance écologique combinée aux possibilités offertes par la géomatique, s'avère une piste de solution intéressante pour répondre aux questions soulevées sur la pertinence écologique et statistique des indicateurs.

En complément à la démarche issue du projet de maîtrise, les gestionnaires de la Sépaq, en collaboration avec 72 scientifiques et gestionnaires, ont mené en 2012, un processus d'analyse hiérarchique (PAH) pour les aider dans l'évaluation écologique des indicateurs du PSIE. L'objectif du PAH était d'attribuer une importance relative à 30 indicateurs du PSIE. Les résultats complets sont présentés à l'annexe 1. L'exercice consistait à comparer des indicateurs par paire afin d'identifier celui possédant la plus grande puissance écologique. L'exercice a été répété pour toutes les combinaisons de paires et a permis d'en arriver à un classement des indicateurs selon leur importance relative (Sépaq 2012b). La puissance écologique dépend de trois critères : la portée écologique des changements mesurés, l'importance du lien anthropique avec les changements mesurés et la représentativité spatiale des mesures. La valeur de PAH des indicateurs varie entre « 1 » et « 3 », où une valeur de « 1 » représente un indicateur possédant une meilleure puissance écologique qu'un indicateur ayant une valeur de « 3 ». Pour l'évaluation écologique des indicateurs, les résultats issus de l'exercice de PAH pourront être analysés conjointement à ceux issus du projet de maîtrise.

1.2 Objectifs de recherche

L'objectif principal du projet de recherche est de développer un outil géomatique réutilisable, permettant d'évaluer la pertinence écologique et statistique des indicateurs d'intégrité écologique utilisés dans les parcs nationaux du Québec. La réflexion doit être faite à l'échelle du réseau de parcs et l'outil applicable, avec quelques adaptations, à chacun des parcs. L'outil développé dans le cadre du projet porte le nom de bilan des indicateurs pour l'optimisation du programme de suivi de l'intégrité écologique (BIOPSIE). Celui-ci permettra d'apporter un regard critique sur la valeur de certains aspects du PSIE. Conséquemment, les gestionnaires de la Sépaq pourront apporter les améliorations qu'ils jugent optimales à la bonification du PSIE. En complément à l'objectif principal, les objectifs spécifiques suivants sont proposés :

- Procurer aux gestionnaires de la Sépaq une méthode de caractérisation des écosystèmes uniforme pour l'ensemble de ses parcs;
- Établir les fondements théoriques nécessaires à l'élaboration de protocoles d'échantillonnage plus rigoureux pour le suivi des indicateurs du PSIE;
- Appliquer les connaissances acquises sur trois parcs du réseau.

2. Cadre théorique

2.1 Notions d'intégrité écologique et d'indicateurs

L'intégrité écologique est la notion à la base des programmes de surveillance écologique. Elle se définit comme :

L'état d'un parc jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie et qui sera vraisemblablement maintenu, notamment les éléments abiotiques, la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques ainsi que le rythme des changements et le maintien des processus écologiques. (Parcs Canada, 2005a)

En d'autres termes, elle réfère à la condition actuelle d'un écosystème par rapport à une condition de référence. Cependant, la notion d'intégrité écologique et la façon de la mesurer demeurent toujours une question sans réponse unanime de la communauté scientifique. Une des problématiques de base est d'identifier la condition de référence à laquelle se comparer. Cette condition peut être absolue ou relative. La condition absolue implique un référentiel dans lequel les écosystèmes sont exempts de toute pression anthropique significative. Pour le territoire nord-américain, cela correspond généralement à la condition précédant la colonisation européenne massive (Andreasen *et al.*, 2001). Déterminer cette condition est difficile; les écosystèmes concernés devront avoir fait l'objet de suffisamment d'études scientifiques pour documenter leur état initial et leur évolution depuis ce temps (Niemi and McDonald, 2004). L'autre possibilité, plus simple à appliquer, est de considérer une condition relative. Procéder ainsi implique de voir l'intégrité écologique comme un gradient de l'influence humaine sur les milieux naturels. Moins un écosystème subit de pressions anthropiques et plus haut il se retrouve sur ce gradient. Le programme de surveillance écologique utilise alors comme référentiel l'état des écosystèmes prévalant lors de l'implantation du programme et mesure le sens et l'amplitude de l'évolution de cet état. Les objectifs du programme de surveillance écologique seront alors de tendre vers une amélioration du niveau d'intégrité écologique. Statuer sur une amélioration ou une dégradation du niveau d'intégrité écologique implique l'utilisation de seuils de changement déterminés. Or, la détermination de ces seuils, basée sur des connaissances scientifiques précises, représente un défi en surveillance écologique (Groffman *et al.*, 2006; Parcs Canada, 2007).

Un écosystème est jugé intègre si ses attributs (composition, structure et fonction) et les processus qui les régissent sont présents à l'intérieur de leur intervalle naturel de variation et s'ils peuvent récupérer de perturbations d'origine naturelle ou humaine (Parrish *et al.*, 2003; Reza and Abdullah, 2011, Sépaq, 2011a). La Sépaq (2011a) propose une définition précise de chacun de ces trois attributs. La composition est décrite comme la diversité et l'abondance des espèces et de leur génétique, des populations, des communautés et des paysages écologiques. Pour sa part, l'attribut de structure se définit comme l'arrangement et la distribution des éléments biotiques et abiotiques. Finalement, l'attribut de fonction représente les interactions entre les organismes et les milieux abiotiques qui assurent la circulation de l'énergie. La figure 2 présente des exemples de paramètres liés à ces trois attributs pour différentes échelles écosystémiques. Ces attributs interagissent entre eux, de sorte qu'une modification de l'une est susceptible de modifier les deux autres (Dale and Beyeler, 2001; Sépaq, 2011a).

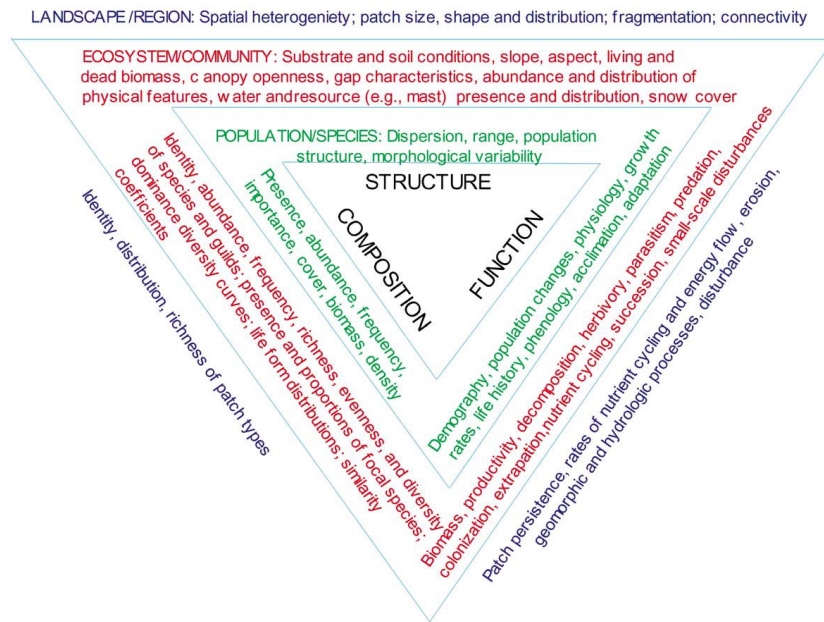


Figure 2 - Exemples de paramètres liés aux trois attributs de l'intégrité écologique en fonction des différentes échelles de la hiérarchie écosystémique. Tiré de Dale et Beyeler (2001).

Puisqu'il est impossible d'évaluer directement l'intégrité écologique, les gestionnaires et scientifiques ont recours à l'utilisation d'indicateurs (Noss, 1990; Carignan and Villard, 2002). Un indicateur est une vision simplifiée ou réductrice couvrant certains éléments d'un écosystème dont on souhaite dresser le portrait. Il en existe différents types; ceux-ci peuvent

être simples ou composites, ou encore physiques, chimiques ou biologiques (Niemi and McDonald, 2004). De la même manière que le taux de chômage sert à qualifier la vitalité économique d'un État, un indicateur peut être utilisé pour renseigner sur l'intégrité écologique d'une partie d'un écosystème donné (Niemi and McDonald, 2004). Par exemple, l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) est utilisé pour caractériser en partie l'intégrité écologique d'un écosystème aquatique. L'utilisation d'indicateurs repose sur l'hypothèse selon laquelle la présence ou l'absence de fluctuations dans leur mesure reflète des changements ayant lieu pour un ou plusieurs des attributs de l'intégrité écologique de l'écosystème suivi (Niemi and McDonald, 2004). Mesurer efficacement l'intégrité écologique d'un écosystème implique que les indicateurs retenus représentent l'ensemble des attributs et échelles écosystémiques de cet écosystème (Andreasen *et al.*, 2001; Dale and Beyeler, 2001). Par exemple, l'utilisation d'indicateurs de type « espèce indicatrice » (tableau 1) est une des approches privilégiées. Ce type d'espèce est très documenté et fournit beaucoup d'information sur certains des attributs d'intégrité écologique (Dale and Beyeler, 2001; Niemi and McDonald, 2004). La difficulté est donc de choisir un ensemble d'indicateurs qui représentent bien l'intégrité écologique et la complexité des écosystèmes présents à l'intérieur d'un parc national tout en cadrant avec les objectifs du programme de surveillance et les ressources mises à la disposition des gestionnaires (Andreasen *et al.*, 2001; Dale and Beyeler, 2001; Doren *et al.*, 2009). Timko and Innes (2009) mentionnent que la majorité des parcs nationaux suivent trop d'indicateurs par rapport aux ressources disponibles et que la qualité des programmes de surveillance en souffre. Finalement, l'efficacité d'un programme de surveillance écologique n'augmente pas nécessairement avec le nombre d'indicateurs, mais bien avec l'élimination des indicateurs jugés inefficaces (Niemeijer, 2002).

Tableau 1 - Principales catégories d'espèces indicatrices et exemples d'espèces présentes au Québec. D'après Sépaq (2011 b).

Catégorie d'espèces	Description	Exemples
Intolérante	Les espèces intolérantes sont habituellement les premières affectées par un stress environnemental. Leur présence et la fluctuation des effectifs peuvent refléter des variations locales.	Omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>) et chauves-souris.
Parapluie	Les espèces parapluies nécessitent des conditions d'habitats et de superficie qui, en les conservant, permet la sauvegarde de nombreuses autres espèces qui partagent un habitat semblable.	Orignal (<i>Alces alces</i>) et loutre de rivière (<i>Lontra canadensis</i>)
Clé	Les espèces clés jouent un rôle fondamental dans la structure et le fonctionnement d'un écosystème. La biodiversité est modelée davantage par leur présence que par leurs effectifs. La disparition des espèces clés peut entraîner des extinctions en cascade et des changements fonctionnels majeurs dans l'écosystème.	Loup gris (<i>Canis lupus</i>), castor (<i>Castor canadensis</i>), pic et lièvre d'Amérique (<i>Lepus americanus</i>).
À niche écologique spécifique	Les espèces à niche écologique spécifique nécessitent des conditions environnementales locales particulières. Elles peuvent être dépendantes d'un habitat à caractéristiques précises ou de ressources alimentaires spécifiques qui peuvent être spatialement ou temporairement peu abondants.	Plantes arctiques alpines, garrot d'Islande (<i>Bucephala islandica</i>) et orchidées
Vulnérable ou menacée	Les espèces vulnérables ou menacées possèdent des caractéristiques biologiques qui rendent leur existence précaire. Elles peuvent être rares, génétiquement pauvres ou dépendantes de ressources dont l'abondance est imprévisible et irrégulière.	Caribou forestier (<i>Rangifer tarandus</i>) et grive de bicknell (<i>Catharus bicknelli</i>)

2.2 Sélection d'indicateurs d'intégrité écologique

La sélection des indicateurs constitue la quatrième étape (figure 1) dans l'implantation d'un programme de surveillance écologique. Elle est aussi l'une des plus importantes (Dale and Beyeler, 2001). Aucune méthode de sélection d'indicateurs d'intégrité écologique ne fait consensus dans la littérature scientifique. Dale et Beyeler (2001), de même que Niemi et McDonald (2004) soulignent l'absence de processus de sélection rigoureux et clairement établis; les indicateurs sont souvent choisis en fonction d'un compromis entre pertinence écologique, coûts de suivi et facilité d'implantation (Dale and Beyeler, 2001).

Il est néanmoins possible de regrouper les méthodes de sélection utilisées en fonction de leurs caractéristiques communes. Pour Rice et Rochet (2005) et Fancy *et al.* (2009), l'utilisation d'un cadre de travail est le moyen privilégié pour la sélection d'indicateurs. Cette méthode se caractérise par une succession d'étapes comprenant au minimum les suivantes : définition des

objectifs de suivi, création d'une liste d'indicateurs potentiels, élaboration des critères de sélection et sélection finale des indicateurs. Elle implique généralement un processus de concertation entre gestionnaires et scientifiques impliqués dans le programme. Il existe une variante à la sélection par cadre de travail qui consiste à utiliser seulement des critères de pertinence pour la sélection. Les critères utilisés concernent les perspectives écologique, économique et pratique des indicateurs. Le même processus de concertation que pour la sélection par cadre de travail est utilisé. C'est la méthode privilégiée par Dale et Beyeler (2001), Andreasen *et al.* (2001) et Reza et Abdullah (2011). Le tableau 2 présente des exemples de critères utilisés dans la sélection d'indicateurs d'intégrité écologique. La principale critique de cette méthode de sélection est qu'elle considère seulement l'apport individuel des indicateurs sans égard à leur valeur combinée (Niemeijer and de Groot, 2008a).

Tableau 2 - Exemples de critères de sélection d'indicateurs d'intégrité écologique utilisés.

Dale and Beyeler (2001)	Andreasen <i>et al.</i> (2001)	Reza and Abdullah (2011)
- Facilement mesurable	- Multi-échelle	- Multi-échelle
- Sensible aux pressions sur l'écosystème	- Tient compte de l'historique des écosystèmes	- Tient compte de l'historique des perturbations
- Répond de manière prédictive	- Pertinent	- Pertinent
- Anticipe un changement avant que celui-ci ne soit trop important	- Flexible	- Simple et flexible
- Anticipe un changement réversible par des pratiques de gestion	- Facilement mesurable	- Présente un rapport coût-bénéfice avantageux
- Couvre les principaux processus écologiques	- Tient compte des attributs de composition, structure et fonction	- Cadre avec les objectifs politiques
- Répond de manière connue		- Tient compte des attributs de composition, structure et fonction
- Répond de manière peu variable		

Plusieurs chercheurs soulignent l'importance de l'utilisation de modèles conceptuels d'écosystème dans la sélection des indicateurs (Parrish *et al.*, 2003; NPS, 2006; Parcs Canada, 2007; Fancy *et al.*, 2009). Un tel modèle identifie des facteurs de stress anthropiques, de perturbations naturelles, de composantes écologiques clés et de processus d'interaction pour un écosystème donné (Parrish *et al.*, 2003; Parcs Canada, 2007). Il est généralement représenté

sous forme graphique. Sa principale caractéristique est de permettre une synthèse des interactions à l'intérieur d'un écosystème et d'identifier les éléments les plus importants sur lesquels les indicateurs choisis doivent porter (Niemeijer and de Groot, 2008a). Il a l'avantage de considérer uniquement l'aspect écologique, sans égard aux aspects économique et pratique, trop souvent priorisés lors de la sélection d'indicateurs (Hyman and Leibowitz, 2001). La principale critique dans l'utilisation d'un modèle conceptuel vient du fait qu'il représente principalement le point de vue de son concepteur (Niemeijer and de Groot, 2008a). Par conséquent, si son processus de conception n'est pas assez rigoureux, il peut être subjectif.

Bien que l'importance des modèles conceptuels soit acceptée par la communauté scientifique, la littérature sur le sujet aborde peu les méthodes pour exploiter l'information qu'ils contiennent. Les travaux de Hyman et Leibowitz (2001) et Lin *et al.* (2009; 2012) proposent des modèles mathématiques découlant de l'utilisation de modèles conceptuels afin de quantifier l'importance des entités. Cependant, les méthodes mises en œuvre demeurent complexes et difficilement reproductibles. Pour sa part, McCanny (2005) propose une méthode plus simple, basée sur la théorie des graphes et l'analyse réseau. Dans les deux cas, ces méthodes permettent une pondération des entités présentes dans les modèles, mais qui ne s'applique pas aux indicateurs mesurant ces entités.

2.3 Définition des protocoles d'échantillonnage

La possibilité de tirer des conclusions réelles et scientifiquement défendables dans la mesure des indicateurs dépend de la qualité des protocoles d'échantillonnage utilisés (Fancy *et al.*, 2009). Cependant, une application rigoureuse des approches d'échantillonnage est souvent associée à des coûts relativement importants, ce qui pousse certains gestionnaires à négliger cet aspect (Caughland and Oakley, 2001). Les récentes recherches en statistique présentent des méthodes d'échantillonnage de plus en plus sophistiquées qui s'adaptent aux contraintes et diverses situations auxquelles les gestionnaires de programme de surveillance écologique sont confrontés (Yoccoz *et al.*, 2001). Trois éléments caractérisent généralement un protocole d'échantillonnage : (1) la répartition spatiale des sites, (2) le nombre d'échantillons et (3) la fréquence de revisite (Caughland and Oakley, 2001).

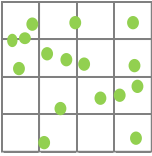
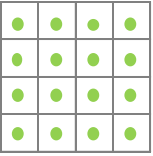
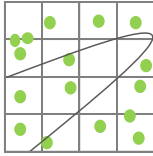
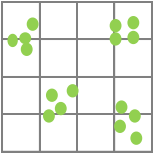
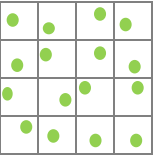
2.3.1 Répartition spatiale des sites d'échantillonnage

La répartition des sites d'échantillonnage réfère à la localisation des sites choisis. Dans le cas de la surveillance écologique, Fancy *et al.* (2009) recommandent d'utiliser des emplacements d'échantillonnage permanents. Cette procédure aide à répondre à l'objectif de détection du changement en éliminant la variabilité existante entre les sites et en diminuant les risques d'erreurs. Il existe deux types de distribution de sites d'échantillonnage : non probabiliste ou probabiliste. L'échantillonnage non probabiliste est associé à une distribution des sites basée sur la présomption de représentativité, le jugement ou des raisons pratiques et économiques. Cependant, ce type de distribution est difficilement défendable et peut mener à des résultats biaisés en plus de rendre difficile l'inférence statistique à l'ensemble de l'écosystème (Olsen *et al.*, 1999; Yoccoz *et al.*, 2001; Fancy *et al.*, 2009).

L'échantillonnage probabiliste réfère quant à lui au principe selon lequel chaque secteur ou organisme de la population d'intérêt a la possibilité d'être échantillonné (Parcs Canada, 2007). En plus d'être statistiquement défendable, il permet l'inférence statistique (Fancy *et al.*, 2009). Il existe cinq principaux types d'échantillonnage probabiliste : (1) aléatoire simple, (2) systématique, (3) aléatoire stratifié, (4) groupé et (5) par tessellation. Ils sont décrits au tableau 3 en fonction de leur réponse à certains critères de sélection pour les gestionnaires. Les quatre premiers, de même que leurs avantages et inconvénients, sont assez bien connus. Selon Theobald *et al.* (2007), l'échantillonnage aléatoire est simple et peu coûteux à mettre en œuvre. Il peut cependant offrir une mauvaise répartition spatiale des sites. Il est aussi flexible et offre la possibilité de modifier le choix de sites en cours de route. À l'opposé, l'échantillonnage systématique n'offre pas cette possibilité, mais propose des sites répartis uniformément. Pour sa part, l'échantillonnage aléatoire stratifié permet aussi une bonne répartition spatiale du territoire, mais est plus complexe à mettre en œuvre. Quant à lui, l'échantillonnage groupé est souvent choisi par les gestionnaires puisqu'il permet une optimisation des ressources d'échantillonnage, plusieurs sites étant rapprochés les uns des autres. Cette proximité, et l'autocorrélation spatiale qu'elle favorise, nuisent toutefois à l'exactitude des résultats obtenus. Finalement, l'échantillonnage par tessellation est plus récent et méconnu. Cette méthode, qualifiée de *spatially balanced* dans la littérature, permet un choix de sites répartis uniformément sur le territoire. Elle a été introduite par Stevens (1997) et

approfondie par Stevens et Olsen (1999; 2003; 2004). L’algorithme proposé est le *Generalized Random Tessellation Stratified* (GRTS). Pour leur part, Theobald *et al.* (2007) proposent un algorithme légèrement modifié du GRTS, le *Reversed Randomized Quadrant-Recursive Raster* (RRQRR). L’échantillonnage par tessellation est de plus en plus utilisé en surveillance écologique (Parcs Canada, 2007). Il combine l’échantillonnage aléatoire simple à l’échantillonnage systématique et procure plusieurs avantages. Il propose des sites répartis uniformément sur le territoire. Selon Theobald *et al.* (2007), cette caractéristique contribue à une diminution de la variance des échantillons. De plus, il est flexible et permet l’ajout ou le retrait de sites en cours de route. Tout comme l’échantillonnage aléatoire, il permet aussi une stratification du territoire à échantillonner. Cette caractéristique est particulièrement intéressante, dans la mesure où elle permet de concentrer les efforts d’échantillonnage, et donc de diminuer les coûts, en fonction de contraintes écologiques ou d’accessibilité, tout en présentant un cadre d’échantillonnage statistiquement défendable. L’échantillonnage par tessellation s’utilise autant en milieu terrestre qu’aquatique. Il gagne en simplicité d’utilisation et est implémenté dans un nombre grandissant de logiciels.

Tableau 3 - Critères d’appréciation des principaux types d’échantillonnage probabiliste de sites. D’après Theobald *et al.* (2007).

Critère de sélection	Type d’échantillonnage				
	Aléatoire simple	Systématique	Aléatoire stratifié	Groupé	Tessellation
					
1. Variance	Élevée	Élevée	Modérée	Élevée	Faible
2. Répartition spatiale	Mauvaise	Bonne	Mauvaise à bonne	Mauvaise à bonne	Bonne
3. Simplicité	Élevée	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Élevée
4. Rapport coût / efficacité	Faible	Moyen	Élevé	Moyen	Élevé
5. Flexibilité	Élevée	Faible	Moyenne	Moyenne	Moyenne

À ce jour, quatre logiciels permettent la sélection de sites par tessellation. Theobald *et al.* (2007) mentionnent que ce faible nombre s'explique par le fait que la majorité des chercheurs programme des applications personnalisées à leurs besoins. Les quatre logiciels disponibles sont RRQRR (Theobald *et al.*, 2007), ArcGIS 10, à l'aide de l'extension « *Geostatistical Analysis* », S-Draw (McDonald, 2003 b) et R à l'aide du *package* « *spsurvey* ». Les deux premiers logiciels utilisent l'algorithme RRQRR et fonctionnent avec le logiciel de géomatique ArcGIS. Pour leur part, les deux derniers utilisent l'algorithme GRTS. RRQRR et S-Draw (McDonald, 2011) ne sont plus supportés par leur concepteur et sont donc à éviter.

2.3.2 Nombre d'échantillons et puissance statistique

Le nombre d'échantillons réfère au nombre de données servant à calculer le changement pour les indicateurs. Il dépend à la fois du nombre de sites d'échantillonnage et de la fréquence de revisite. La fréquence de revisite permet de suivre l'évolution des différents indicateurs à travers le temps et d'avoir une idée de leur évolution. Elle réfère à l'intervalle de temps entre la prise des différents échantillons. Il peut s'agir du nombre d'échantillons pris à l'intérieur d'une année (intra-annuelle) ou encore du nombre d'années qui sépare l'échantillonnage d'un indicateur (inter-annuelle). La fréquence de revisite doit être déterminée en fonction de l'indicateur à l'étude et des objectifs du programme de surveillance (McDonald, 2003a).

Dans la majorité des cas, les gestionnaires utiliseront l'analyse de puissance pour aborder la notion de nombre d'échantillons (Caughland and Oakley, 2001; NPS, 2006; Parcs Canada, 2007). Cette mesure statistique aide à déterminer le nombre d'échantillons requis afin de pouvoir détecter un changement dans les mesures d'un indicateur (Caughland and Oakley, 2001). Elle fait partie des bonnes pratiques à adopter et devrait toujours être réalisée en amont du processus de définition du protocole d'échantillonnage (Steidl *et al.*, 1997). Bien que ses bases théoriques soient connues depuis les années 1940, son utilisation demeure récente (Steidl *et al.*, 1997). Les premiers travaux sur le sujet datent de la fin des années 1980 (Gerrodette, 1987; Cohen, 1988). Cette mesure est depuis couramment utilisée en sciences sociales, en écologie et en sciences de l'environnement (Steidl *et al.*, 1997). Selon Steidl *et al.* (1997) ne pas la considérer peut mener à des recommandations de gestion erronées.

La puissance statistique ($1 - \beta$) réfère à la probabilité qu'un changement réel soit décelé dans les données (Parcs Canada, 2007). En d'autres termes, elle réfère à la probabilité de correctement rejeter l'hypothèse nulle (H_0) (Steidl *et al.*, 1997). Elle s'exprime généralement en pourcentage et est le complément de la probabilité de faire une erreur de type II (β). L'erreur de type II consiste à ne pas rejeter H_0 lorsque celle-ci est fautive. Elle constitue, avec l'erreur de type I (α), les deux possibilités d'erreur lors d'un test d'hypothèse. Pour sa part, l'erreur de type I implique de rejeter H_0 lorsque celle-ci est vraie. D'un point de vue écologique et de gestion basée sur le principe de précaution, l'erreur de type II est beaucoup plus coûteuse (Caughland and Oakley, 2001); elle implique des changements réels pour lesquels aucune action n'est entreprise. La probabilité de faire une erreur de type I, aussi appelée degré de signification (α), est généralement fixée par le chercheur (Steidl *et al.*, 1997). L'inverse du degré de signification ($1 - \alpha$) est appelé degré de confiance et s'exprime en pourcentage, de la même manière que la puissance statistique. Les deux types d'erreurs sont résumés dans le tableau 4. Dans tous les cas, le calcul de puissance statistique est une estimation; la vraie valeur de puissance demeure inconnue.

Tableau 4 - Types d'erreurs possibles en lien avec l'hypothèse de recherche en surveillance écologique. D'après Steidl *et al.* (1997) et Smith (2004).

	Aucun changement (H_0 vraie)	Changement (H_0 fautive)
Le suivi décelé un changement (rejet de H_0)	Erreur de type I (α) Faux changement décelé	Aucune erreur ($1 - \beta$)
Le suivi ne décelé aucun changement (non rejet de H_0)	Aucune erreur ($1 - \alpha$)	Erreur de type II (β) Changement non décelé

La puissance statistique dépend de plusieurs paramètres. En général, cinq sont définis et sont identifiés au tableau 5. Ces cinq paramètres interagissent entre eux. Ainsi, en connaissant la valeur de quatre des paramètres, il est possible d'estimer la valeur du paramètre manquant. La façon la plus simple d'augmenter la puissance statistique est d'augmenter le nombre d'échantillons. Cependant, cette façon de faire entraîne une augmentation considérable des coûts pour lesquels les bénéfices statistiques ne sont plus nécessairement significatifs (Caughland and Oakley, 2001). Il est aussi possible d'augmenter la puissance statistique en diminuant la variabilité (variance, écart-type ou coefficient de variation) des données, en diminuant le degré de confiance, en augmentant l'amplitude du changement à déceler ou en

augmentant la période de suivi (Cohen, 1988; Gibbs and Ene, 2010). La figure 3 montre un exemple de courbes de puissance statistique variant en fonction du changement à déceler et du degré de signification. Dans cette figure, les courbes ont été calculées sur une période de 10 ans, pour des changements variant entre 1 % et 5 % annuellement. La courbe vert pâle représente un degré de signification de 0,2 (degré de confiance de 80 %) et la courbe vert foncé un degré de signification de 0,1 (degré de confiance de 90 %).

Tableau 5 - Principaux paramètres influençant la puissance statistique (1 - β). D'après Steidl *et al.* (1997), Hatch (2003) et Parcs Canada (2007).

Paramètre	Étape de définition	Impact d'une augmentation sur la puissance
1. Nombre d'échantillons	Protocole d'échantillonnage	↑
2. Variabilité des données (s_x , s^2 ou cv_x)	Protocole d'échantillonnage	↓
3. Changement à déceler (%)	Analyse des données	↑
4. Probabilité d'erreur de type I (α)	Analyse des données	↑
5. Probabilité d'erreur de type II (β)	Analyse des données	↓

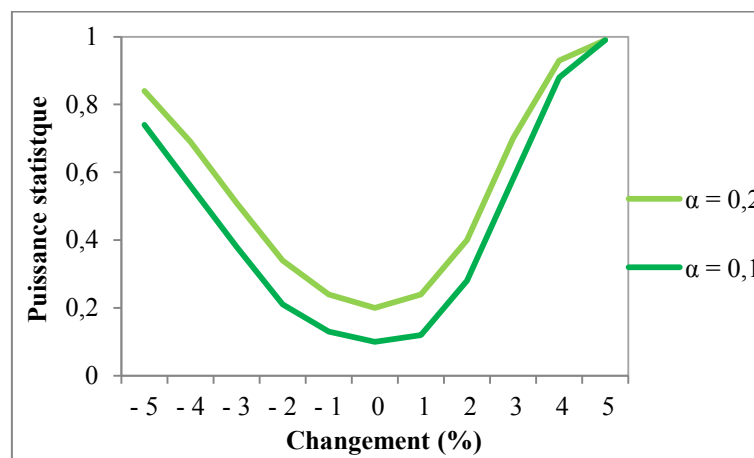


Figure 3 - Exemples de courbes de puissance statistique.

Il n'existe pas de valeurs de puissance et de degré de confiance qui soient universellement considérées comme acceptables (Parcs Canada, 2007). Le choix des valeurs dépendra généralement de l'objectif de l'étude. En recherche conventionnelle, la puissance statistique et

le degré de confiance à atteindre sont généralement de 95 % (Parcs Canada, 2007). Ces valeurs sont basées sur un niveau de confiance arbitraire, dont l'origine est inconnue. En surveillance écologique, les valeurs acceptées sont généralement moindres étant donné les contraintes de gestion importantes. Dans ce cas, les valeurs minimales généralement acceptées sont de 80 % pour la puissance et le degré de confiance (Parcs Canada, 2007; Gibbs and Ene, 2010). La puissance doit être supérieure ou égale au degré de confiance puisque le fait de ne pas déceler un changement réel a des conséquences plus graves que d'en déceler un qui n'a pas lieu (Parcs Canada, 2007).

Les logiciels permettant le calcul de puissance statistique sont nombreux. À ce sujet, la revue de littérature de Thomas et Krebs (1997), bien que datant d'une quinzaine d'années, dresse un portrait juste des logiciels disponibles ainsi que de leurs forces et faiblesses. Ils se divisent en trois catégories : les logiciels statistiques généraux, les logiciels généraux de calcul de puissance et, finalement, les logiciels spécialisés de calcul de puissance. C'est cette dernière catégorie qui est ciblée dans le cadre du projet puisqu'elle est la seule à prendre en charge la dimension temporelle (fréquence de revisite). Deux logiciels spécialisés gratuits existent, soit *Monitor* (Gibbs and Ene, 2010) et *Trends* (Gerrodette, 2003). Parmi ces deux logiciels, seul *Monitor* est toujours supporté (Gibbs, 2012). Il est aussi le plus couramment utilisé des deux et constitue la référence dans le domaine. La dernière version (11.0) de *Monitor* est parue en 2010 et témoigne d'une certaine maturité du logiciel. Bien qu'aucune nouvelle version de *Monitor* ne soit prévue, il peut faire partie d'une solution à long terme (Gibbs, 2012).

Monitor utilise le processus de simulation de Monte Carlo (Gibbs and Ene, 2010). La principale caractéristique de ce processus est de générer un grand nombre de données aléatoires correspondant aux conditions d'échantillonnage définies par l'utilisateur pour estimer la valeur de puissance statistique du protocole. Le processus utilisé est décrit à la figure 4. Aux étapes 1 et 2 (figure 4a), les données sont simulées en fonction des caractéristiques du protocole d'échantillonnage (nombre de sites, fréquence de revisite, période de suivi et valeur moyenne de chaque site) pour un changement (%) donné à déceler. Dans ce cas-ci, cinq sites sont suivis sur une période de 22 ans. À l'étape 3 (figure 4b), les données varient pour chaque site et pour chacune des périodes d'échantillonnage selon la

valeur d'écart-type entrée dans le logiciel. Aux étapes 4, 5 et 6 (figure 4c), le logiciel calcule la pente de la droite de régression pour chacun des sites. La pente moyenne de l'ensemble des sites est ensuite calculée. Un test de Student est alors utilisé afin de déterminer si la pente est significativement différente de zéro. Le processus est ensuite repris un grand nombre de fois (entre 1 000 et 10 000). La proportion des répétitions dont la pente est significativement différente de zéro correspond à la valeur estimée de puissance statistique.

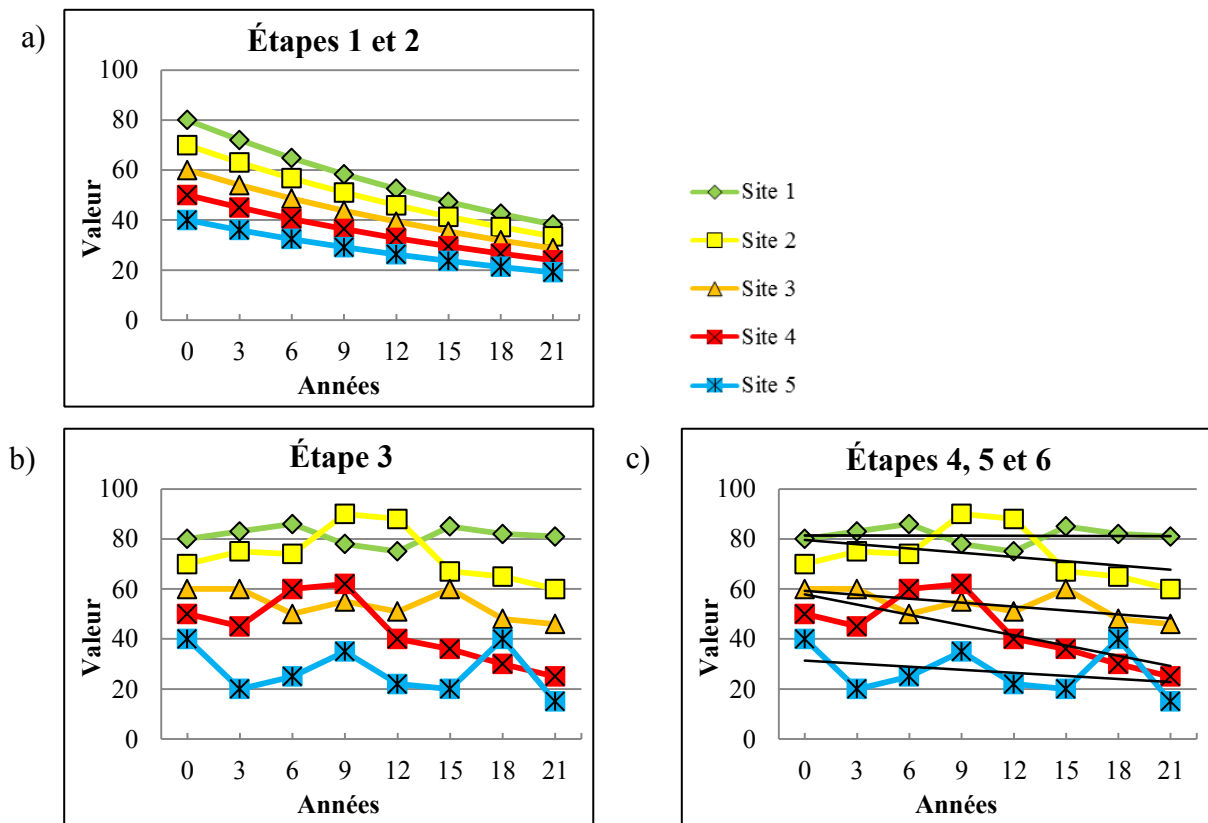


Figure 4 - Opérations du logiciel de calcul de puissance statistique *Monitor*.
D'après Gibbs et Ene (2010).

3. Cadre expérimental

3.1 Zone d'étude

Le développement du Bilan des indicateurs pour l'optimisation du programme de suivi de l'intégrité écologique (BIOPSIE) concerne 22 des 25 parcs nationaux du Québec, c'est-à-dire ceux situés au sud du 50° parallèle et dont la gestion est assurée par la Sépaq. Dans le cadre du projet, il a été testé sur trois parcs nationaux : Bic, Frontenac et Jacques-Cartier (figure 5). Ceux-ci ont été choisis en fonction de la diversité des écosystèmes présents. À eux trois, ils forment un échantillon d'écosystèmes représentatif de l'ensemble du réseau de la Sépaq. Testé sur une grande variété d'écosystèmes, le BIOPSIE pourra ensuite être appliqué sur l'ensemble du réseau de parcs sans nécessiter de modifications méthodologiques majeures. Les indicateurs utilisés dans le cadre du PSIE par les trois parcs et utilisés dans le projet sont énumérés aux tableaux des annexes 2 à 4.

Le parc du Bic est situé dans la région du Bas-St-Laurent, à une trentaine de kilomètres à l'ouest de Rimouski. D'une superficie de 33,2 km², dont 14,4 km² représentent un écosystème marin, il a été créé en 1984 dans le but de protéger un échantillon représentatif du littoral sud de l'estuaire du St-Laurent (Sépaq, 2012a). Sa petite taille et la présence d'écosystèmes marins et terrestres en font un candidat intéressant pour le projet. Pour sa part, le parc de Frontenac est situé à la jonction des régions administratives de l'Estrie et de Chaudière-Appalaches, à une centaine de kilomètres au nord-est de Sherbrooke. D'une superficie de 155 km², il a été créé en 1987 dans le but de préserver un site représentatif de la région naturelle des chaînons de l'Estrie, de la Beauce et de Bellechasse (Sépaq, 2012a). C'est un parc de taille moyenne, qui abrite des milieux humides écologiquement importants. Finalement, le parc de la Jacques-Cartier est situé à une quarantaine de kilomètres au nord de Québec. Il est parmi les plus grands du réseau avec sa taille de 670 km². Il a été créé en 1981 et se veut représentatif du massif des Laurentides (Sépaq, 2012a). Le parc a notamment été sélectionné en raison de sa grande superficie et de l'importance écologique de son écosystème forestier.



Figure 5 - Localisation des trois parcs de la zone d'étude.

3.2 Données utilisées

Les données utilisées pour le projet sont de type vectoriel et matriciel (tableau 6). Les données vectorielles proviennent de la Sépaq et concernent les limites de parcs, les infrastructures, la localisation des sites d'échantillonnage et les données de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ). Pour leur part, les données matricielles sont constituées d'images des satellites SPOT 4 (capteur HRVIR) et 5 (capteur HRG) et de photographies aériennes. Elles proviennent du portail Géobase et de la Cartothèque de l'Université de Sherbrooke.

Tableau 6 - Caractéristiques des principales données géospatiales utilisées dans le cadre du projet.

Données	Format	Source	Échelle / résolution	Date de mise à jour
Limites des parcs et données d'infrastructures	Vectoriel	Sépaq	1 : 20 000	2012
Localisation des sites d'échantillonnage	Vectoriel / Textuel	Sépaq	1 : 20 000	2012
BDTQ	Vectoriel	Sépaq	1 : 20 000	2011
Photographies aériennes	Matriciel	Cartothèque de l'UdeS	1 : 15 000	2007 - 2008
Images satellitaires SPOT 4 et 5	Matriciel	Géobase	20 m (10 m)	2007 - 2008

3.3 Méthodologie

La méthodologie proposée dans le cadre du projet se divise en trois axes distincts : (1) la caractérisation des écosystèmes, (2) la validation écologique des indicateurs et (3) la validation spatiale de ces mêmes indicateurs. Mis ensemble, ces trois axes forment le corps du Bilan des indicateurs pour l'optimisation du programme de suivi de l'intégrité écologique (BIOPSIE). L'organigramme méthodologique du projet est présenté à la figure 6.

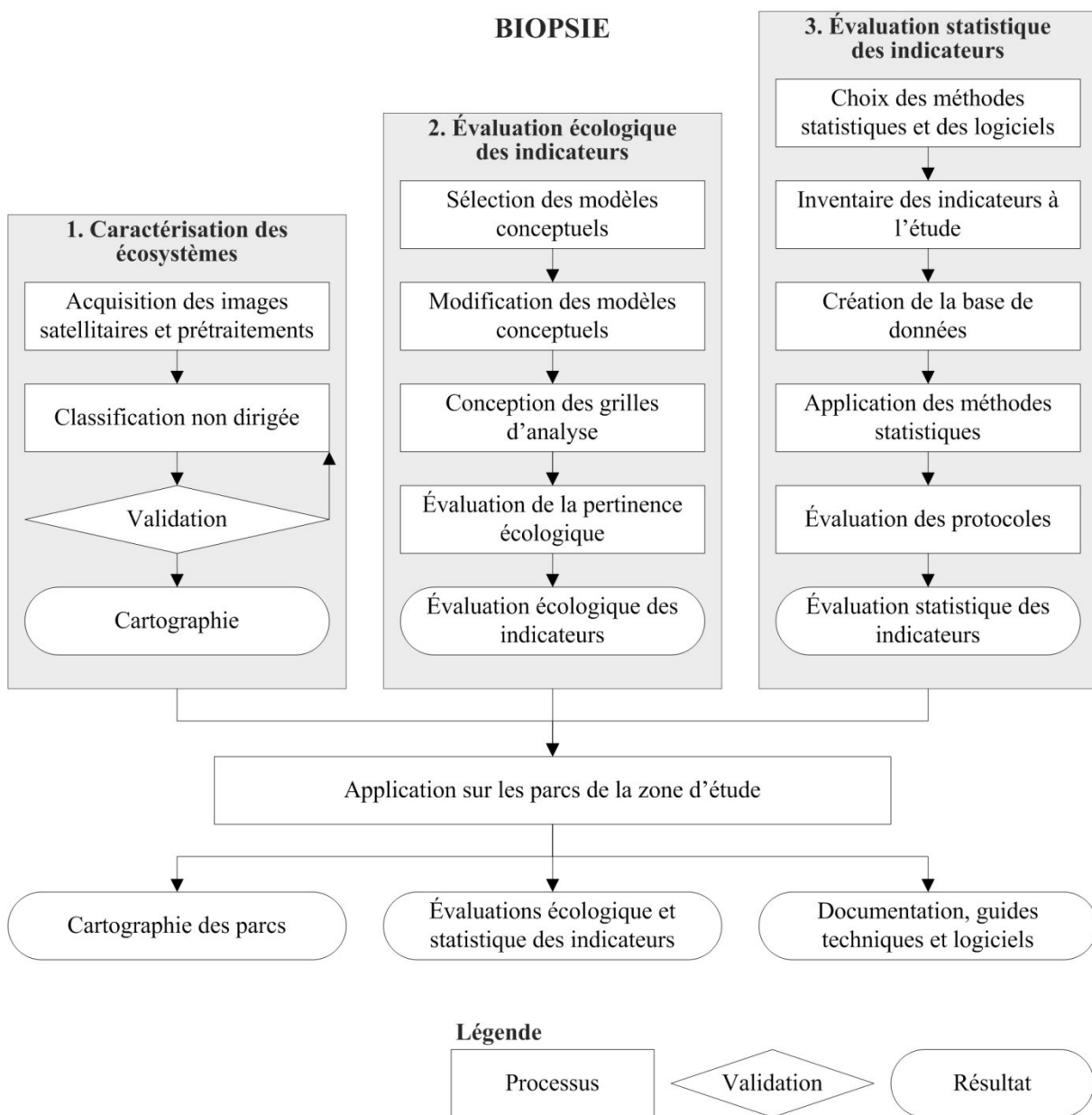


Figure 6 - Organigramme méthodologique du projet.

3.3.1 Caractérisation des écosystèmes

L'axe de caractérisation des écosystèmes consiste à cartographier les différents écosystèmes présents dans le parc afin d'évaluer leur répartition spatiale et leur importance relative. Il assure l'acquisition de connaissances écosystémiques uniformes pour l'ensemble des parcs à l'étude. La caractérisation des écosystèmes a été réalisée par une classification non dirigée d'images satellitaires multispectrales SPOT 4 et 5. Ce type de classification permet généralement d'obtenir de meilleurs résultats par rapport à une classification dirigée (Macleod and Congalton, 1998). Il a aussi l'avantage de nécessiter moins de connaissances préalables sur la zone d'étude pour sa mise en œuvre (Jensen, 2005).

Acquisition des images et prétraitements

Les images utilisées proviennent des satellites SPOT 4 (capteur HRVIR) et 5 (capteur HRG) et ont été rééchantillonnées à une résolution spatiale de 20 m. Les images de cette gamme de résolution spatiale ont démontré leur potentiel pour des applications écologiques (Jensen, 2005). Les images SPOT 4 et 5 possèdent les quatre bandes spectrales suivantes : (1) 0,50 à 0,59 μm (vert), (2) 0,61 à 0,68 μm (rouge), (3) 0,79 à 0,89 μm (proche infrarouge) et (4) 1,58 à 1,75 μm (moyen infrarouge) (Airbus, 2014). Toutes ces bandes ont été utilisées dans la classification. Les images utilisées ont été acquises gratuitement au moyen du portail de données géospatiales Géobase (<http://www.geobase.ca/>), mis en place par le gouvernement canadien. Les images disponibles sur ce portail ont subi les corrections radiométriques de base et sont orthorectifiées. Le tableau 7 présente les caractéristiques et dates d'acquisition des différentes images utilisées pour la caractérisation des trois parcs de la zone d'étude.

Tableau 7 - Images satellitaires utilisées pour la caractérisation des écosystèmes des trois parcs nationaux de la zone d'étude.

Parc national	Numéro d'image	Couverture du parc	Capteur	Date d'acquisition
Bic	s5_06858_4828_20080609_m20_lcc00	Complète	SPOT 5	9 juin 2008
Frontenac	s5_07119_4605_20070924_m20_lcc00	Nord	SPOT 5	24 septembre 2007
Frontenac	s5_07129_4536_20070924_m20_lcc00	Sud	SPOT 5	24 septembre 2007
Jacques-Cartier	s4_07131_4731_20080902_m20_lcc00	Nord	SPOT 4	2 septembre 2008
Jacques-Cartier	s5_07139_4702_20080605_m20_lcc00	Sud	SPOT 5	5 juin 2008
Jacques-Cartier	s4_07059_4702_20070904_m20_lcc00	Est	SPOT 4	4 septembre 2007

Les parcs de Frontenac et de la Jacques-Cartier, couverts par plusieurs images, ont nécessité la mise en place d'une mosaïque. De plus, les trois images utilisées pour le parc de la Jacques-Cartier ont aussi été normalisées radiométriquement par la méthode *Mean Standard Deviation*. Cette étape n'était pas nécessaire pour le parc de Frontenac puisque les deux images ont été acquises à quelques minutes d'intervalle, dans des conditions atmosphériques identiques.

Classification non dirigée et validation de la cartographie

La nomenclature utilisée pour la classification est inspirée de celle du NPS (2006) et de Parcs Canada (2007) et inclut les classes suivantes : (1) milieu forestier (incluant les milieux ouverts), (2) milieu aquatique, (3) milieu humide, (4) bâti et (5) sol nu. Dans le cas du parc du Bic, les classes milieux côtier et marin ont également été cartographiées. L'algorithme utilisé est *K-Means* et le nombre de classes produites avant regroupement varie entre 30 et 70.

Dans le cas du parc de Frontenac, le résultat a été validé à l'aide de photographies aériennes. Quatre-vingts points de validation ont ainsi été générés aléatoirement pour chacune des classes, conformément à la formule de validation basée sur la distribution multinomiale (Congalton and Green, 1999). Pour ce qui est des parcs du Bic et de la Jacques-Cartier, la validation de la classification a été réalisée grâce à des données terrain acquises à l'été 2012. Au total, ce sont 133 points pour le parc national du Bic et 169 pour le parc national de la Jacques-Cartier qui ont été utilisés. La méthodologie utilisée consistait à générer, préalablement à la visite terrain, 30 points de validation pour chacune des classes cartographiées sur le territoire des deux parcs. Les points ont été générés à l'intérieur d'un rayon de 200 m des routes carrossables du parc afin d'optimiser les déplacements et de permettre de recueillir un maximum de données. Une période de deux jours par parc a été allouée à la validation. La majorité des points de validation générés a pu être visitée. Pour chacun des points, les informations suivantes ont été prises en note : classe d'écosystème dominante, classe d'écosystème secondaire (dans certains cas), description du site et précision affichée du GPS. Des points de validation supplémentaires ont également été acquis sur le terrain afin de pallier à l'inaccessibilité de certains points générés à l'avance et pour obtenir un nombre total suffisant de points de validation.

3.3.2 Évaluation écologique des indicateurs

L'axe méthodologique d'évaluation écologique des indicateurs utilise des modèles conceptuels d'écosystèmes et des grilles d'analyse qui leur sont associées. Cette méthode considère uniquement la pertinence écologique des indicateurs, sans égard aux dimensions économiques et pratiques. L'utilisation de modèles conceptuels permet d'identifier les entités les plus importantes sur lesquelles devraient porter les indicateurs (Fancy *et al.*, 2009).

Sélection des modèles conceptuels existants

Un modèle conceptuel a été utilisé pour chacun des écosystèmes présents à l'intérieur des parcs. Ce sont les mêmes écosystèmes qui ont été cartographiés précédemment (section 3.3.1). La nomenclature utilisée pour les différents écosystèmes s'inspire de celle utilisée par le NPS (région du nord-est) et Parcs Canada (biorégion Québec-Atlantique) (tableau 8). Elle permet de cerner l'ensemble des grands écosystèmes tout en étant mutuellement exclusive et bien adaptée à l'échelle de travail régionale de l'outil. Les écosystèmes retenus sont les milieux forestiers, aquatiques et humides pour les parcs du Bic, de Frontenac et de la Jacques-Cartier. Pour le parc du Bic, il faut ajouter les milieux côtiers et marins à ces trois écosystèmes.

Tableau 8 - Nomenclature écosystémique utilisée par le NPS, Parcs Canada et le BIOPSIE.

NPS, 2006	Parcs Canada, 2007	BIOPSIE
Milieu terrestre	Forêt	Milieu forestier (incluant milieu ouvert)
Milieu humide	Milieu humide	Milieu humide
Milieu aquatique	Milieu aquatique	Milieu aquatique
Zone intertidale	Milieu côtier	Milieu côtier
	Milieu marin	Milieu marin
	Lande	Milieu arctique-alpin

Puisque la réalisation d'un modèle conceptuel d'écosystème est une tâche complexe et potentiellement subjective (Niemeijer and de Groot, 2008a), les modèles conceptuels existants de Parcs Canada ont été utilisés comme base de travail. Les cinq modèles de référence sont disponibles aux annexes 5 à 9. Ils ont été réalisés par les équipes scientifiques de Parcs Canada, au terme d'un processus de réflexion complet. Par conséquent, ils sont considérés

comme suffisamment robustes pour les besoins du projet. La figure 7 montre le modèle conceptuel pour l'écosystème forestier et servira à l'explication méthodologique de l'axe d'évaluation écologique. Quatre types d'entités sont présents dans les modèles conceptuels (Parcs Canada, 2005b) :

- **Stresseurs** (*stressors*) : en rouge. Les stresseurs correspondent aux agents de changement d'origine anthropique. Ils proviennent de l'intérieur ou de l'extérieur des parcs et sont susceptibles d'affecter les perturbations d'origine naturelle, les processus d'interaction et les composantes écologiques pour différentes échelles spatiales et temporelles. Les changements climatiques et le dérangement causé par les visiteurs en sont deux exemples.
- **Perturbations d'origine naturelle** (*natural disturbance*) : en vert. Les perturbations d'origine naturelle correspondent aux agents de changements naturels. Ils peuvent être cycliques (ex : les marées), relativement prévisibles (ex : les précipitations et la température) ou encore imprévisibles (ex : les incendies). Ils peuvent avoir des effets significatifs sur les composantes écologiques et les processus d'interaction et agissent à différentes échelles spatiales et temporelles.
- **Composantes écologiques** (*components*) : en gris. Elles correspondent au substrat (sol, humus, etc.), au niveau trophique (carnivores, herbivores, décomposeurs, etc.) à une espèce, un groupe d'espèces ou encore à tout autre élément d'intérêt. Dans les modèles conceptuels de Parcs Canada, les omnivores et insectivores sont considérés comme carnivores et les granivores et frugivores comme herbivores.
- **Processus d'interaction** (*linking processes*) : en bleu. Ils correspondent à une modification, une utilisation ou tout autre processus liant un stresseur, une perturbation d'origine naturelle ou une composante écologique. La prédation et l'érosion en sont deux exemples.

Modification des modèles conceptuels existants

Afin de conserver l'objectivité des modèles conceptuels, seuls certains changements essentiels (annexe 10) leur ont été apportés pour en faciliter l'utilisation par le BIOPSIE. Ces changements ont été effectués avant la création des grilles d'analyse et se caractérisent ainsi :

- **Traduction des termes** : Pour ce faire, les outils thématiques de traduction TERMIUM Plus (Gouvernement du Canada, 2013) et le grand dictionnaire terminologique (Gouvernement du Québec, 2013a) ont été employés. Ils permettent une traduction juste des termes présents dans les versions originales anglaises des modèles conceptuels.
- **Division et regroupements des stressors** : Initialement, plusieurs stressors étaient réunis à l'intérieur d'une seule boîte graphique dans les modèles conceptuels. Dans les grilles d'analyse, ces stressors ont pour la plupart été divisés en diverses entités distinctes, à l'exception des stressors semblables comme « chasse » et « piégeage ». De plus, certains groupes de stressors ont été conservés et renommés. Ainsi, les stressors « coupe de bois », « agriculture » et « aquaculture » font maintenant partie du groupe « bassin versant ». Ce regroupement se veut plus général et englobe l'ensemble des stressors dont la gestion devrait être effectuée à l'échelle du bassin versant. Ce sont des stressors dont les effets, particulièrement sur le milieu aquatique, se font ressentir à l'intérieur du parc, mais pour lesquels les gestionnaires ont un pouvoir d'action souvent limité.
- **Changement de nom** : Dans les grilles d'analyse, certaines entités ont aussi été renommées afin d'être plus précises. C'est notamment le cas de la composante « Plantes », renommée « Plantes et arbres » dans la grille d'analyse de l'écosystème forestier.
- **Ajout d'entités** : En de rares occasions, certaines entités ont été ajoutées aux modèles conceptuels. C'est le cas du stressor « Dérangement par les visiteurs », présent dans l'ensemble des modèles conceptuels à l'exception de celui de l'écosystème aquatique. De toute évidence, ce stressor devrait également être présent dans le modèle conceptuel de l'écosystème aquatique. Par exemple, les embarcations nautiques peuvent avoir une influence négative sur certaines espèces animales et végétales (Hadwen *et al.*, 2008).

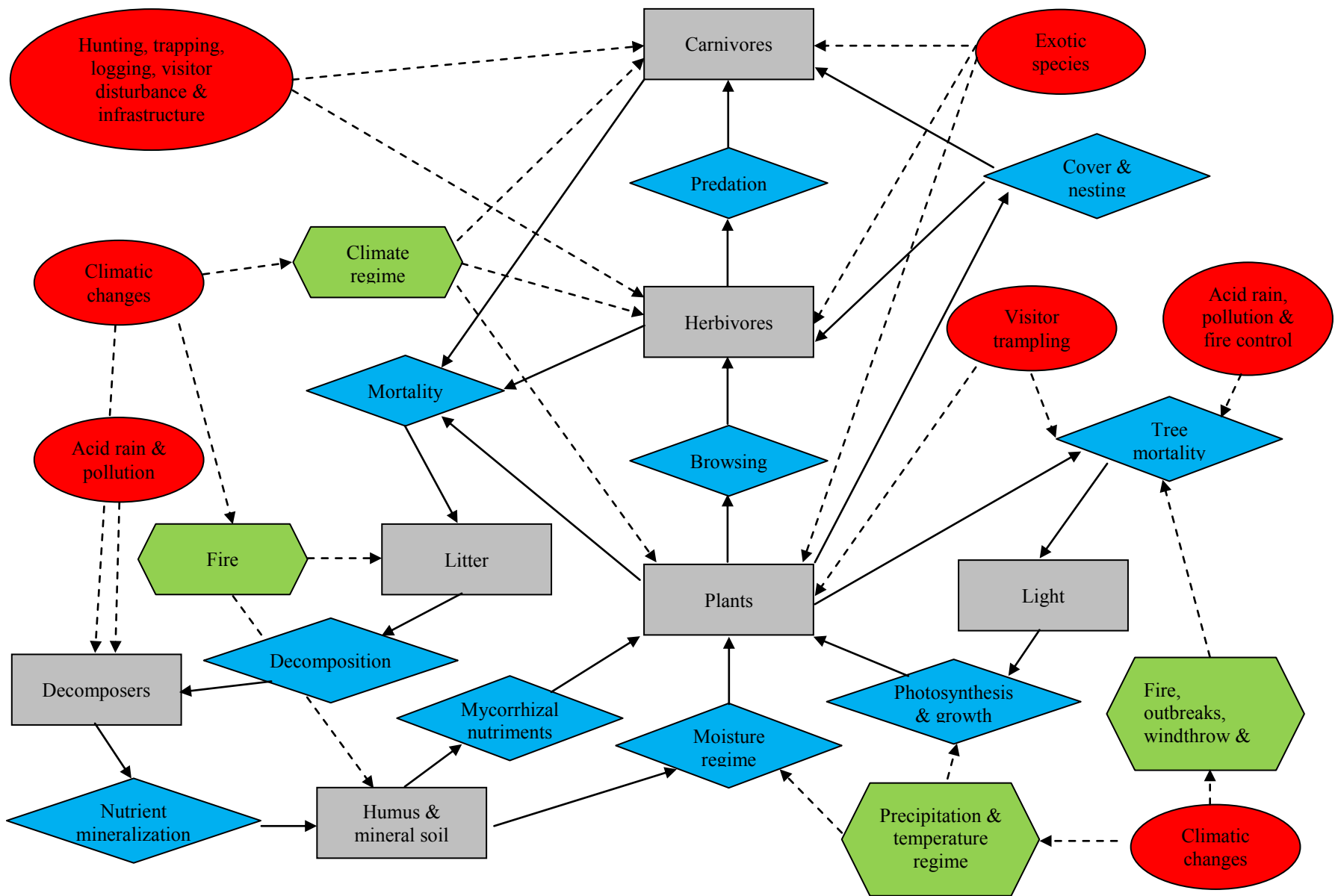


Figure 7 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème forestier. D'après Parcs Canada, 2005 b.

Conception des grilles d'analyse et évaluation écologique individuelle des indicateurs

La conception des grilles d'analyse consiste à traduire l'information présente dans les modèles conceptuels sous forme de grilles d'analyse. Ce sont ces grilles qui ont servi à l'évaluation écologique des indicateurs. L'utilisation de grilles d'analyse permet d'ajouter l'information contenue dans les modèles conceptuels à celle provenant des indicateurs suivis dans chacun des parcs, d'appliquer une pondération et de quantifier la couverture des différentes entités des modèles. La conception des grilles d'analyse a été réalisée en trois étapes. La description de ces étapes réfère à l'exemple de grille du tableau 9.

Étape 1. Sélection des entités du modèle conceptuel et des indicateurs à analyser

Dans un premier temps, les indicateurs mesurés au parc dans le cadre du PSIE sont indiqués en haut de la grille. Dans l'exemple du tableau 9, ces indicateurs sont ceux suivis au parc national de Frontenac. Les différentes entités du modèle conceptuel sont ensuite identifiées à gauche de la grille. Il a été choisi de considérer seulement les stressseurs et composantes écologiques. Les deux autres types d'entité (perturbation d'origine naturelle et processus d'interaction) ont été laissés de côté. Dans le cas des perturbations d'origine naturelle, bien que leur rôle écologique soit essentiel, elles ne sont pas directement visées par les indicateurs du PSIE. En ce sens, il serait difficile pour les gestionnaires de modifier leur pratique de gestion s'ils décèlent un changement pour une entité de ce type, par exemple le régime de température et d'humidité. Dans le cas des processus d'interaction, ils sont souvent semblables aux composantes écologiques auxquelles ils sont reliés. Par exemple, le processus d'interaction « Mortalité des arbres » est relié à l'entité « Plantes et arbres ». Suivre un indicateur lié à un écosystème forestier exceptionnel (EFE) permet de suivre indirectement leur mortalité. La décision de considérer seulement deux types d'entités écologiques avait pour but de simplifier les grilles d'analyse et leur utilisation en réduisant le nombre d'entités.

Étape 2. Détermination du pointage associé aux indicateurs

Cette étape consiste à associer une valeur aux indicateurs pour chacune des entités indiquées dans la partie gauche de la grille en répondant à la question suivante : est-ce que l'indicateur X permet de mesurer directement ou indirectement l'entité Y? La distinction en mesure directe et indirecte n'est pas clairement définie, mais provient plutôt du consensus dégagé par le groupe

d'experts lors de l'exercice d'évaluation. L'exercice est répété pour chacune des combinaisons indicateurs / entités. Une valeur de 1 est attribuée à une mesure directe et une valeur de 0,5 à une mesure indirecte. Ces valeurs ont été sélectionnées arbitrairement et reposent sur le principe qu'une mesure directe d'une entité est deux fois plus importante qu'une mesure indirecte de cette même entité.

Lorsque réalisé par une seule personne, l'exercice de pondération court le risque d'être subjectif et de représenter uniquement la vision de son auteur. Plus il y a d'experts qui collaborent à cet exercice, plus celui-ci est objectif. Dans le cadre du projet, une équipe de six scientifiques (biologistes, géographes et géomaticiens), provenant tant du milieu de la recherche que de celui de la gestion, et de deux gardes-parcs techniciens du milieu naturel s'est réunie pour faire l'exercice des écosystèmes forestier, aquatique et humide. Les grilles d'analyse résultantes peuvent donc être interprétées avec plus de confiance. Les grilles d'analyse des écosystèmes côtier et marin ont été réalisées par un groupe plus restreint de trois personnes, mais directement impliquées dans la mise en place d'indicateurs de ces écosystèmes. À moyen terme, l'exercice devrait être repris par un groupe multidisciplinaire de scientifiques et de gestionnaires de la Sépaq. L'exercice vise à établir une évaluation relative de l'importance écologique des indicateurs. Le pointage obtenu par indicateur n'est pas aussi important que le positionnement global de celui-ci. Il s'agit avant tout d'un exercice pour guider les gestionnaires et non pas pour classer les indicateurs dans un ordre précis.

Étape 3. Calcul des pointages totaux et analyse des résultats

La dernière étape consiste à calculer le total pour chacune des lignes et colonnes. Le total par colonne permet de représenter et comparer l'exhaustivité des indicateurs à mesurer les différents éléments du modèle conceptuel de l'écosystème. En additionnant le total obtenu pour chacun des écosystèmes présents dans le parc, il est aussi possible d'analyser la contribution relative des indicateurs à l'échelle du parc. Le total par ligne est aussi calculé et correspond au nombre de mesures pour chacune des entités du modèle conceptuel. Ce nombre est ensuite comparé à un pointage visé. Cette valeur est de deux pour chacune des entités. Puisque de telles grilles d'analyse ne sont utilisées par aucun autre organisme gestionnaire d'aires protégées, aucune référence n'existe quant à la détermination du pointage visé. Il a

donc été déterminé arbitrairement et correspond, selon le groupe d'experts réunis pour l'exercice, à une mesure jugée satisfaisante de l'entité du modèle conceptuel. Concrètement, elle correspond à l'équivalent de deux mesures directes de l'entité par des indicateurs. Ainsi, si l'entité est bien couverte par les indicateurs, une modification de son état devrait se refléter dans plus d'un indicateur et donner lieu à un questionnement sur les solutions envisageables.

La dernière colonne à droite de la grille correspond au bilan de chacune des entités par rapport au total des mesures et au pointage visé. Un bilan positif indique une entité jugée suffisamment mesurée. Autrement dit, les indicateurs actuellement utilisés par le PSIE permettent de recueillir suffisamment d'information sur cette entité. Cependant, un bilan trop élevé indique peut-être que trop d'efforts sont investis dans une entité et que ces ressources pourraient être optimisées. À l'inverse, un bilan négatif peut indiquer une entité qui n'est pas suffisamment prise en compte par les indicateurs en place.

Évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs

La seconde partie de l'évaluation écologique consiste à cartographier les indicateurs en fonction des trois attributs de l'intégrité écologique et des différentes échelles écosystémiques (tableau 10). Elle permet d'évaluer les indicateurs utilisés en fonction des caractéristiques de l'ensemble. En ce sens, Niemeijer et de Groot (2008) mentionnent que les indicateurs sont souvent choisis sur la base de leur pertinence individuelle, sans égard à leur valeur en tant qu'ensemble d'indicateurs. En complément au modèle conceptuel qui fournit de l'information à l'échelle de l'écosystème, l'utilisation des attributs d'intégrité écologique permet une évaluation des indicateurs à plusieurs échelles. Ainsi, les indicateurs ont été cartographiés sur une figure semblable à celle de la figure 2. Cette évaluation ne permet pas de pondérer les indicateurs utilisés dans le parc. Au mieux, elle permet de constater si un ou plusieurs des attributs sont négligés par le choix actuel d'indicateurs et d'évaluer les indicateurs dans une approche complémentaire à celle utilisée pour l'évaluation écologique individuelle.

Tableau 9 - Exemple de grille d'analyse de l'écosystème forestier du Parc national de Frontenac utilisée pour l'évaluation écologique des indicateurs du PSIE.

		Indicateurs du parc national de Frontenac mesurés dans le cadre du PSIE																		Total par entité	Pointage visé	Bilan								
		Type d'entité	Acidité des précipitations	Polluants atmosphériques	Faune benthique	Eutrophisation des lacs	Phosphore	Coliformes Fécaux	Plantes non indigènes	Espèces exotiques envahissantes	Suivi du roseau commun	Événements anthropiques	Déprédation	Suivis aviaires	Route d'écoute des anoures	Indice de qualité ichtyologique	Suivi du pygargue à tête blanche	Suivi des orchidées de tourbières	Suivi d'un habitat lacustre				Densité des infrastructures	Fragmentation du territoire	Terres en zone périphérique	Activités périphériques	Emprise des sentiers	Sites de camping	Pourcentage de dénaturalisation	
Entités du modèle conceptuel	Carnivores	C						0,5			0,5	1	1		1		0,5		0,5	0,5						5,5	2	3,5		
	Changements climatiques	S										0,5	0,5													1	2	-1		
	Chasse et piégeage	S													0,5							1				1,5	2	-0,5		
	Contrôle des incendies	S																								0	2	-2		
	Coupe de bois	S								0,5										1	1					2,5	2	0,5		
	Décomposeurs	C																								0	2	-2,0		
	Dérangement par les visiteurs	S										0,5	0,5		1		0,5		1	0,5						4	2	2		
	Espèces exotiques	S					1	1	1				0,5						0,5							4	2	2		
	Herbivores	C						0,5				0,5	1	1				0,5		0,5	0,5					4,5	2	2,5		
	Humus et sol minéral	C	0,5																							0,5	2	-1,5		
	Litière organique	C	0,5								0,5													0,5		1,5	2	-0,5		
	Lumière	C					0,5	0,5	0,5											0,5	0,5			0,5		3	2	1		
	Piétinement par les visiteurs	S																		0,5			1	1	0,5	3	2	1		
	Plantes et arbres	C	0,5				0,5	0,5	1	0,5									0,5					0,5	0,5	4,5	2	2,5		
	Pluie acide et pollution	S	1	1	0,5						0,5			0,5	0,5	0,5					0,5					5	2	3		
	Présence d'infrastructures	S						0,5	0,5		0,5						0,5		1	1	1	1				6	2	4		
	Total par indicateur			2,5	1	0,5	0	0	0	2,5	3	3	2	2	3,5	3	0,5	3	0,5	1,5	3,5	3	4	3	1	2,5	1			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 10 - Principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques. D'après Noss (1990) et Dale et Beyeler (2001).

	Composition	Structure	Fonction
Région et paysage	Identification, répartition et diversité des types de parcelles	Hétérogénéité spatiale; Grosseur, forme et répartition des parcelles; Fragmentation; Connectivité	Longévité des parcelles; Circulation de l'énergie et des nutriments; Érosion; Processus géomorphologiques et hydrographiques; Facteurs de perturbation
Écosystème et Communauté	Identification, abondance, fréquence, richesse, équitabilité et diversité des espèces et guildes; Présence et proportion d'espèces indicatrices	Conditions du substrat et du sol; Pente; Versant; Biomasse vivante et morte; Couvert forestier; Caractéristiques des trouées; Abondance et distribution du relief; Présence et distribution des ressources en eau; Couverture nivale	Biomasse; Productivité; Décomposition; Herbivorisme; Parasitisme; Prédation; Colonisation; Cycle des nutriments; Succession; Perturbation à l'échelle de l'écosystème
Population et espèce	Présence, abondance, fréquence, importance, répartition, biomasse et densité	Dispersion, étendue, structure d'une population et variabilité morphologique des individus	Changement démographique, physiologie, taux de croissance, historique d'une population, phénologie, acclimatation, adaptation

3.3.3 Évaluation statistique des indicateurs

Choix des méthodes statistiques et des logiciels

L'évaluation statistique utilise deux principales notions : l'analyse de puissance statistique et l'échantillonnage par tessellation. La puissance statistique s'avère un moyen intéressant d'évaluer les indicateurs dans une perspective statistique (Steidl *et al.*, 1997). Le choix du logiciel à utiliser dans le cadre du projet revêt une importance considérable. Il doit tenir compte des contraintes de la Sépaq et de l'objectif du projet. En ce qui a trait à la puissance statistique, c'est le logiciel *Monitor* (Gibbs and Ene, 2010) qui a été utilisé dans le cadre du projet. En plus d'être utilisé par certains gestionnaires du NPS, les premiers tests effectués avec le logiciel démontrent sa simplicité d'utilisation. Cet aspect est à prendre en considération en vue d'un éventuel déploiement dans les parcs de la Sépaq qui souhaiteraient évaluer leurs protocoles d'échantillonnage. C'est également un excellent logiciel pour visualiser le compromis qui existe entre le nombre de sites d'échantillonnage, la fréquence de revisite des sites permanents et l'importance de la variance sur les données.

La détermination de nouveaux sites d'échantillonnage en utilisant la méthode par tessellation a été réalisée pour un indicateur seulement. Il s'agit de l'indicateur de suivi d'un habitat lacustre du parc national de Frontenac. Pour ce faire, le logiciel *ArcGIS*, (outil *Create spatially balanced points*), dans lequel l'algorithme RRQR est implémenté, a été utilisé. Son application se veut une démonstration aux gestionnaires de la Sépaq des possibilités offertes par cette méthode pour l'ajout de sites d'échantillonnage aux indicateurs du PSIE. Son application finale sur l'ensemble des indicateurs du PSIE demande au préalable une réflexion approfondie de la part des gestionnaires quant aux ressources disponibles à cette fin.

Inventaire des indicateurs à l'étude

Le calcul de puissance statistique a été réalisé pour certains indicateurs du parc seulement. Ces indicateurs ont été identifiés par la colonne « Protocole requis » des tableaux d'indicateurs des parcs du Bic, de Frontenac et de la Jacques-Cartier (annexes 2, 3 et 4). Les autres indicateurs n'ont pas été évalués parce que leur suivi ne repose pas sur de l'échantillonnage. C'est le cas des indicateurs utilisant la géomatique, comme la fragmentation du territoire. Puisqu'ils sont suivis sur l'ensemble du territoire, la question de l'échantillonnage ne se pose pas. D'autres indicateurs mesurent plutôt une population précise sur un site bien défini. Ils n'ont ainsi pas besoin d'échantillonnage. C'est le cas de l'indicateur lié aux EFE, qui suit l'évolution d'une placette forestière permanente. Aucune inférence n'est faite à l'ensemble du parc. Finalement, certains indicateurs sont suivis par un recensement à l'échelle du parc. Par exemple, l'indicateur d'espèces exotiques envahissantes (EEE) consiste à relever toutes les mentions des EEE présentes au parc sans qu'aucun échantillonnage ne soit fait. Au final, le nombre d'indicateurs pour lesquels la puissance statistique a été calculée est de dix pour le parc national du Bic, onze pour Frontenac et huit pour Jacques-Cartier. Ce sont tous des indicateurs suivis au moyen d'un protocole répété. Plus précisément, cela signifie que ce sont des sites d'échantillonnage permanents et suivis à une fréquence de revisite inter et intra-annuelle déterminée à l'avance par les gestionnaires de la Sépaq.

Création de la base de données de travail

L'étape méthodologique suivante concerne la création de la base de données de travail. Des données géospatiales et textuelles ont été utilisées. Les données géospatiales ont été utilisées pour la représentation cartographique des sites d'échantillonnage des différents indicateurs et pour l'application de l'échantillonnage par tessellation dans un cas. Quant aux données textuelles, elles contiennent l'information relative aux échantillonnages d'indicateurs réalisés depuis 2004. Elles sont essentielles au calcul de la puissance statistique.

Application des méthodes statistiques

Le calcul de la puissance statistique des indicateurs avec le logiciel *Monitor* (Gibbs and Ene, 2010) a nécessité la configuration de plusieurs paramètres (tableau 11). Les plus importants sont : le nombre de sites permanents échantillonnés, la valeur du paramètre au début du suivi, la variance mesurée, la fréquence de revisite inter et intra-annuelle, le changement à déceler (%) et le degré de signification (α). Les valeurs de puissance ont été calculées sur une période de 10 et 20 ans, pour des changements à déceler de 2 % et 5 % et de degré de signification de 0,1 et 0,2. Les valeurs de revisite inter et intra-annuelle entrées correspondent à celles définies dans les protocoles d'échantillonnage à mesures répétées en place dans les parcs. Les valeurs de changement à déceler entrées dans *Monitor* correspondent à celles actuellement utilisées par la Sépaq. Elles sont de 2 % pour l'ensemble des indicateurs, à l'exception de la propagation des plantes vasculaires non indigènes, où elle est de 5 %. Dans le cadre du présent projet, les deux valeurs ont été calculées pour chacun des indicateurs à l'étude. En ce qui a trait au degré de signification (α), 0,2 correspond au minimum acceptable en surveillance écologique (Parcs Canada, 2007; Gibbs and Ene, 2010). Le calcul a également été fait avec une valeur de degré de signification de 0,1 afin d'évaluer l'impact de ce paramètre sur la puissance statistique. Les valeurs de moyenne et d'écart-type pour chacun des sites d'échantillonnage ont été calculées à l'aide des données terrains recueillies depuis l'implantation du PSIE, en 2004. L'utilisation de ce type de données demeure la meilleure manière d'estimer ces paramètres (Steidl *et al.*, 1997; Gibbs and Ene, 2010). La valeur des autres paramètres entrés provient des protocoles d'échantillonnage de chacun des indicateurs à l'étude et du guide d'utilisation de *Monitor*.

Tableau 11 - Paramètres utilisés par *Monitor*, incluant leur influence sur le résultat, pour l'estimation de la puissance statistique des indicateurs du PSIE.

Paramètre	Influence sur la puissance statistique
Nombre de sites échantillonnés	Élevée
Valeur au début du suivi	Élevée
Variance de chacun de sites	Élevée
Nombre de suivis effectués (revisite inter-annuelle)	Élevée
Nombre d'échantillons pour chacun des sites (revisite intra-annuelle)	Élevée
Changement à déceler (%)	Élevée
Degré de signification (α)	Élevée
Signe du changement à déceler (positif et/ou négatif)	Moyenne
Nombre d'itérations	Faible
Type de données (normales ou lognormales)	Faible
Type de variance utilisée	Faible
Relation entre la moyenne et l'écart-type (constante ou proportionnelle)	Faible
Nombres entiers ou réels	Faible
Nombres positifs et négatifs ou seulement positifs	Faible
Test statistique utilisé	Ne s'applique pas

4. Présentation et analyse des résultats

Les résultats présentés dans cette section sont structurés de la même façon pour chacun des parcs à l'étude et sont présentés dans l'ordre suivant : la cartographie des grands écosystèmes, l'évaluation écologique des indicateurs, l'évaluation statistique et la synthèse des résultats du parc. La seule exception concerne le parc national de Frontenac, pour lequel les résultats d'optimisation de l'échantillonnage effectuée avec *Monitor* et de détermination de nouveaux sites d'échantillonnage par tessellation sont présentés.

4.1 Parc national de Frontenac

4.1.1 Cartographie des écosystèmes

La classification des images satellitaires (figure 8) a permis d'identifier et de cartographier les trois principaux écosystèmes présents dans le parc. L'écosystème forestier est dominant et occupe 83,8 % de la superficie du parc. De petites superficies de milieux ouverts sont présentes à l'extrémité nord du parc et sont incluses dans l'écosystème forestier. Elles sont

pour la plupart d'anciennes zones agricoles maintenant en friche. Quant à lui, l'écosystème aquatique occupe 10,6 % de la superficie du parc. Les milieux aquatiques sont principalement constitués des baies du Grand lac St-François et de lacs de plus petite superficie, situés dans le secteur sud du parc. La rivière qui apparaît sur la figure 8 est la rivière Felton, située à l'extrémité sud du parc. Elle est la seule suffisamment importante pour être cartographiée à partir de la classification d'images SPOT 5. Finalement, l'écosystème humide occupe 5,3 % du parc. Il est constitué de deux tourbières de grande superficie, situées dans le secteur nord du parc, et d'une multitude de milieux humides de plus faible superficie dans le secteur sud. Bien que n'étant pas considéré comme un écosystème dans le cadre du projet, la classe sol nu a également été cartographiée et représente 0,3 % du parc. Elle est constituée des berges dénudées des plans d'eau, de certains chemins ainsi que de quelques stationnements.

La validation (tableau 12) montre une exactitude de 88 % et un coefficient kappa de 84 %. Ces valeurs, supérieures au seuil de 80 %, témoignent d'une classification efficace (Congalton and Green, 1999). Néanmoins, l'algorithme utilisé a entraîné des erreurs importantes d'omission pour les classes milieu humide (19,3 %) et milieu forestier (16,5 %) et de commission pour les classes sol nu (21,3 %) et milieu humide (16,3 %). La classe milieu humide a été principalement confondue avec la classe milieu forestier pour les erreurs de commission et avec les trois autres classes pour les erreurs d'omission. Pour sa part, la classe milieu forestier a été confondue avec la classe milieu humide pour les erreurs d'omission. Finalement, les erreurs de commission de la classe sol nu sont liées aux classes milieux aquatique et humide.

Tableau 12 - Matrice de confusion issue de la cartographie des grands écosystèmes du parc national de Frontenac.

	Milieu aquatique	Milieu forestier	Milieu humide	Sol nu	Total
Milieu aquatique	76	0	4	0	80
Milieu forestier	0	76	5	0	81
Milieu humide	0	12	67	1	80
Sol nu	7	3	7	63	80
Total	83	91	83	64	321
Omission	8,4 %	16,5 %	19,3 %	1,6 %	
Commission	5 %	6,2 %	16,3 %	21,3 %	
Exactitude :	88 %				
Kappa :	84 %				

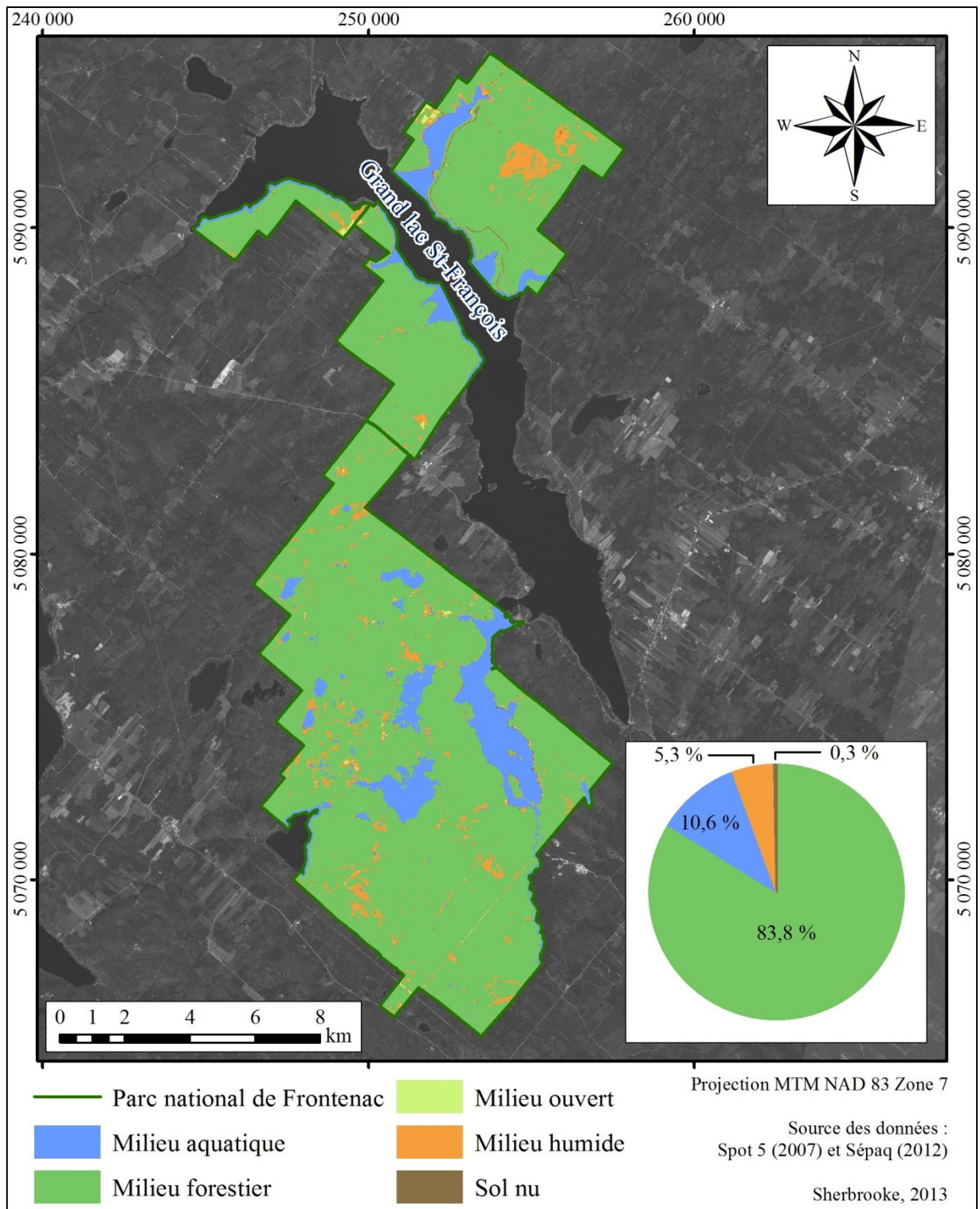


Figure 8 - Cartographie des grands écosystèmes du parc national de Frontenac.

4.1.2 Pertinence écologique des indicateurs

Évaluation individuelle des indicateurs

Les grilles d'analyse des écosystèmes de Frontenac sont présentées aux tableaux 13 à 15.

Écosystème forestier

Les différents indicateurs en place dans le parc national de Frontenac couvrent bien les entités du modèle conceptuel. Dix des seize entités sont suffisamment prises en compte par les indicateurs. Elles obtiennent un bilan variant entre 0,5 et 4. De ce nombre, six sont des stressseurs et quatre des composantes écologiques. L'entité « Présence d'infrastructures » est la plus mesurée et obtient un bilan de 4. Elle est directement prise en compte par les indicateurs liés au paramètre d'organisation spatiale du territoire. Les entités « Carnivores », « Pluie acide et pollution », « Herbivores », « Plantes et arbres », « Dérangement par les visiteurs » et « Espèces exotiques » obtiennent un bilan égal ou supérieur à 2.

Parmi les six entités obtenant un bilan négatif, trois sont liées directement au sol : « Litière organique », « Humus et sol minéral » et « Décomposeurs ». L'entité « Changements climatiques » obtient aussi un bilan négatif de -1. Seuls des indicateurs concernant des groupes d'espèces fauniques particulièrement sensibles au climat, par exemple les oiseaux (WWF, 2006) et anoures (Walter *et al.*, 2002), permettent d'obtenir de l'information sur cette entité.

De manière générale, les indicateurs liés au paramètre d'organisation spatiale du territoire obtiennent des pointages élevés variant entre 3 et 4. Les indicateurs liés au suivi d'espèces fauniques obtiennent aussi des pointages généralement élevés, sauf dans le cas d'espèces uniquement associées aux écosystèmes aquatiques ou humides. Les espèces choisies sont pour la plupart des espèces indicatrices, reconnues pour leur rôle écologique important. Les indicateurs de paramètre de qualité de l'eau obtiennent pour la plupart de faibles résultats, à l'exception de l'indicateur de suivi de la faune benthique, qui fournit de l'information sur l'entité « Pluie acide et pollution ».

Tableau 13 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème forestier du parc national de Frontenac.

		Indicateurs du parc national de Frontenac mesurés dans le cadre du PSIE																		Total par entité	Pointage visé	Bilan								
		Type d'entité	Terres en zone périphérique	Suivis aviaires	Densité des infrastructures	Espèces exotiques envahissantes	Suivi du roseau commun	Route d'écoute des anoures	Suivi du pygargue à tête blanche	Fragmentation du territoire	Activités périphériques	Acidité des précipitations	Plantes non indigènes	Sites de camping	Événements anthropiques	Déprédation	Suivi d'un habitat lacustre	Polluants atmosphériques	Emprise des sentiers				Pourcentage de dénaturalisation	Faune benthique	Indice de qualité ichtyologique	Suivi des orchidées de tourbières	Eutrophisation des lacs	Phosphore	Coliformes Fécaux	
Entités du modèle conceptuel	Présence d'infrastructures	S	1		1		0,5		1	1		0,5			0,5							0,5					6	2	4	
	Carnivores	C	0,5	1		0,5		1	1	0,5					0,5	0,5											5,5	2	3,5	
	Pluie acide et pollution	S	0,5				0,5	0,5			1			0,5			1			0,5	0,5						5	2	3	
	Herbivores	C	0,5	1		0,5		1		0,5					0,5	0,5											4,5	2	2,5	
	Plantes et arbres	C			0,5	0,5	1				0,5	0,5	0,5	0,5					0,5								4,5	2	2,5	
	Dérangement par les visiteurs	S		0,5	1			1	0,5						0,5	0,5											4	2	2	
	Espèces exotiques	S		0,5	0,5	1	1					1															4	2	2	
	Lumière	C	0,5			0,5	0,5		0,5			0,5	0,5														3	2	1	
	Piétinement par les visiteurs	S			0,5								1					1	0,5								3	2	1	
	Coupe de bois	S	1							1				0,5													2,5	2	0,5	
	Chasse et piégeage	S					0,5		1																		1,5	2	-0,5	
	Litière organique	C									0,5		0,5	0,5													1,5	2	-0,5	
	Changements climatiques	S		0,5			0,5																				1	2	-1	
	Humus et sol minéral	C									0,5																0,5	2	-1,5	
	Contrôle des incendies	S																									0	2	-2	
Décomposeurs	C																									0	2	-2,0		
Total par indicateur			4	3,5	3,5	3	3	3	3	3	2,5	2,5	2,5	2	2	1,5	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0	0	0					

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 14 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème aquatique du parc national de Frontenac.

Écosystème aquatique		Indicateurs du parc national de Frontenac mesurés dans le cadre du PSIE																				Total par entité	Pointage visé	Bilan					
		Type d'entité	Faune benthique	Indice de qualité ichthyologique	Phosphore	Espèces exotiques envahissantes	Suivi d'un habitat lacustre	Acidité des précipitations	Route d'écoute des anoures	Eutrophisation des lacs	Événements anthropiques	Suivis aviaires	Pourcentage de dénaturalisation	Suivi du pygargue à tête blanche	Polluants atmosphériques	Coliformes Fécaux	Terres en zone périphérique	Suivi du roseau commun	Déprédation	Densité des infrastructures	Fragmentation du territoire				Suivi des orchidées de tourbières	Activités périphériques	Plantes non indigènes	Emprise des sentiers	Sites de camping
Entités du modèle conceptuel	Consommateurs secondaires	C	1	1		1	1		0,5	1		1							1							8,5	2	6,5	
	Qualité, quantité et zones d'eau	C	0,5	0,5	0,5		1	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5										8	2	6
	Bassin versant	S	1	0,5	1				0,5	1	0,5				1	1						0,5	0,5				7,5	2	5,5
	Phytoplancton et plantes aquatiques	C	0,5		1	1	0,5	0,5			0,5		0,5														4,5	2	2,5
	Présence d'infrastructures	S	0,5	0,5		0,5							1						1								3,5	2	1,5
	Acidification et pollution de l'air et de l'eau	S	0,5				1	0,5						1													3	2	1
	Consommateurs primaires	C	1	0,5			0,5	0,5	0,5																		3	2	1
	Dérangement par les visiteurs	S					1				0,5	0,5	1														3	2	1
	Dépôt benthique	C	1		0,5			0,5	0,5																		2,5	2	0,5
	Espèces exotiques	S		1		1					0,5																2,5	2	0,5
	Castors	C			0,5													1									1,5	2	-0,5
	Chasse, pêche et piégeage	S		1		0,5																					1,5	2	-0,5
	Lumière	C			0,5				1																		1,5	2	-0,5
	Décomposeurs	C	0,5					0,5																			1	2	-1
	Masses d'œufs de poissons	C		0,5			0,5																				1	2	-1
	Plantes terrestres	C	0,5														0,5										1	2	-1
Changements climatiques	S																									0	2	-2	
Originaux et cerfs	C																									0	2	-2	
Total par indicateur			7	5,5	4	4	4	3,5	3,5	3	2,5	2,5	2,5	2	1,5	1,5	1,5	1	1	1	1	0,5	0,5	0	0	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 15 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème humide du parc national de Frontenac.

		Indicateurs du parc national de Frontenac mesurés dans le cadre du PSIE																				Total par entité	Pointage visé	Bilan					
		Type d'entité	Faune benthique	Suivi d'un habitat lacustre	Suivis aviaires	Route d'écoute des anoures	Espèces exotiques envahissantes	Indice de qualité ichtyologique	Suivi des orchidées de tourbières	Événements anthropiques	Fragmentation du territoire	Pourcentage de dénaturalisation	Suivi du roseau commun	Déprédation	Densité des infrastructures	Terres en zone périphérique	Acidité des précipitations	Phosphore	Suivi du pygargue à tête blanche	Activités périphériques	Coliformes Fécaux				Eutrophisation des lacs	Polluants atmosphériques	Plantes non indigènes	Emprise des sentiers	Sites de camping
Entités du modèle conceptuel	Qualité et quantité d'eau	C	1	0,5	0,5	1		1		0,5		0,5	0,5		0,5	0,5	1		1	1							9,5	2	7,5
	Présence d'infrastructures et barrages	S	0,5			0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	0,5	0,5	1	1				1								8,5	2	6,5
	Pluie acide et pollution	S	0,5			0,5	0,5	0,5	1						0,5	1	0,5	0,5		0,5		1					7	2	5
	Herbivores aquatiques	C	1	1	1	0,5	0,5	0,5		0,5			0,5														5,5	2	3,5
	Plantes terrestres et émergentes	C	0,5	0,5			1		1	0,5		0,5	1		0,5												5,5	2	3,5
	Bassin versant	S	1				0,5		0,5						1		0,5		0,5	0,5	0,5	0,5					5	2	3
	Carnivores aquatiques	C	1	1	1		0,5	0,5		0,5			0,5														5	2	3
	Carnivores terrestres	C		1	1	1				0,5			0,5						1								5	2	3
	Espèces exotiques	S			0,5		1	0,5	0,5			1		0,5													4	2	2
	Herbivores terrestres	C	1	1	1					0,5			0,5														4	2	2
	Phytoplancton, plantes flottantes et submergées	C	0,5	0,5			1			0,5		0,5				0,5	0,5										4	2	2
	Dérangement par les visiteurs	S		0,5	0,5					0,5			0,5	0,5					0,5								3	2	1
	Chasse, pêche et piégeage	S		0,5			0,5											0,5	1								2,5	2	0,5
	Changements climatiques	S			0,5	0,5			0,5																		1,5	2	-0,5
	Piétinements par les visiteurs	S						0,5			0,5		0,5														1,5	2	-0,5
	Substrat (milieu terrestre)	C							0,5		0,5					0,5											1,5	2	-0,5
	Cueillette	S						1																			1	2	-1
Dépôt benthique	C	0,5																								0,5	2	-1,5	
Total par indicateur			6,5	6,5	6	5	4,5	4,5	4,5	3,5	3,5	3,5	3	3	3	3	2,5	2,5	2,5	2,5	2	1,5	1	0	0	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stresser (S)

Écosystème aquatique

Parmi les dix-huit entités liées à l'écosystème aquatique, dix (cinq composantes et cinq stressseurs) sont suffisamment couvertes par les indicateurs en place. De ce nombre, les entités « Consommateurs secondaires », « Qualité, quantité et zones d'eau » et « Bassin versant » sont celles qui obtiennent les pointages les plus élevés avec des valeurs respectives de 6,5, 6 et 5,5. L'entité « Consommateurs secondaires » est mesurée directement par huit indicateurs, notamment ceux qui concernent le suivi d'espèces fauniques ou à statut particulier. Quant à l'entité « Qualité, quantité et zones d'eau », son pointage s'explique par le fait qu'elle soit mesurée, souvent indirectement, par quatorze des indicateurs du parc. Les autres entités dont le bilan est positif obtiennent des valeurs variant entre 0,5 et 2,5.

Parmi les huit entités qui ne sont pas suffisamment mesurées, seulement deux sont des stressseurs : « Changements climatiques » avec un bilan de - 2 et « Chasse, pêche et piégeage » avec un bilan de - 0,5. Deux autres entités ont un bilan de - 0,5 : « Castors » et « Lumière ». Ces entités sont mesurées, mais obtiennent un pointage légèrement inférieur au pointage visé. Quant à elles, les entités « Décomposeurs », « Masse d'œufs de poissons » et « Plantes terrestres » obtiennent un bilan de - 1. Elles sont toutes trois mesurées indirectement par deux indicateurs. Finalement, l'entité « Orignaux et cerfs » obtient un bilan de - 2.

Les indicateurs liés au paramètre de qualité de l'eau sont ceux qui fournissent le plus d'information sur l'écosystème aquatique. De ce nombre, l'indicateur de suivi des coliformes fécaux a le total le plus faible. De plus, il mesure des entités (« Qualité, quantité et zones d'eau » et « Bassin versant ») largement prises en compte par d'autres indicateurs. En ce qui a trait aux indicateurs liés au paramètre d'état de la biocénose, ils obtiennent des résultats variables en fonction de l'espèce (ou du groupe d'espèce) suivie et de leur relation avec l'écosystème aquatique. Pour ce qui est des deux indicateurs liés à la qualité de l'air, celui de suivi de l'acidité des précipitations obtient le total le plus élevé. Il permet de suivre indirectement plusieurs entités sensibles à une variation de l'acidité du milieu, notamment « Phytoplancton et les plantes aquatiques » et « Décomposeurs ». Les indicateurs liés à la composante humaine (en rose et en mauve) obtiennent de faibles pointages totaux, à l'exception de l'indicateur de pourcentage de dénaturalisation des berges.

Écosystème humide

Treize des dix-huit entités du modèle conceptuel de l'écosystème humide obtiennent un bilan positif. Sept sont des composantes écologiques et six des stressseurs. Parmi ces entités, trois ont un bilan particulièrement élevé : « Qualité et quantité d'eau » avec 7,5, « Présence d'infrastructures et de barrages » avec 6,5 et finalement, « Pluie acide et pollution » avec un bilan de 5. Le bilan de « Qualité et quantité d'eau » s'explique par le fait que cette entité est mesurée directement ou indirectement par treize des indicateurs, ce qui représente plus de la moitié des indicateurs suivis au parc. Les deux autres entités dont le bilan est élevé sont aussi mesurées par au moins dix indicateurs.

Les cinq entités ayant un bilan négatif sont « Changements climatiques » (- 0,5), « Piétinement par les visiteurs » (- 0,5), « Substrat » (- 0,5), « Cueillette » (- 1) et « Dépôt benthique » (- 1,5). La même explication que pour les autres écosystèmes du parc s'applique à l'entité « Changements climatiques » : elle n'est pas mesurée directement, mais seulement indirectement par certaines espèces ou groupes d'espèces sensibles. À l'exception de l'entité « Cueillette », mesurée grâce à l'indicateur de suivi des orchidées de tourbières, aucune des entités dont le bilan est négatif n'est mesurée directement par un indicateur.

Parmi les indicateurs, trois obtiennent des pointages particulièrement élevés : faune benthique (6,5), suivi d'un habitat lacustre (6,5) et suivis aviaires (6). L'indicateur de faune benthique mesure plusieurs entités, autant des composantes que des stressseurs, liées à la qualité de l'eau de l'écosystème humide. Quant aux indicateurs de suivi d'un habitat lacustre et de suivis aviaires, ils concernent des espèces dont le cycle de vie dépend en partie du milieu humide. Pour la même raison, mais à un degré moindre, la plupart des indicateurs liés au paramètre d'état de la biocénose obtiennent de bons résultats, à l'exception des indicateurs liés aux plantes non indigènes et au suivi du pygargue à tête blanche. L'indicateur de suivi des orchidées de tourbière, spécialement choisi pour l'écosystème humide, obtient un résultat de 4,5 et permet de mesurer l'entité « Cueillette », non considérée par les autres indicateurs.

Valeur de l'ensemble d'indicateurs

La figure 9 présente les résultats de l'évaluation de l'ensemble d'indicateurs du parc. Les attributs de composition et de fonction sont tous deux mesurés par onze indicateurs. L'attribut de composition est surtout mesuré à l'échelle de l'écosystème et de la communauté, avec un total de sept indicateurs. Les deux autres échelles écosystémiques sont mesurées par deux indicateurs. L'attribut de fonction est relativement équilibré. Les échelles région et paysage et écosystème et communauté sont toutes deux mesurées par cinq indicateurs. À l'opposé, l'échelle de population et espèce est mesurée par un seul indicateur. L'attribut de structure est le moins mesuré puisque seule l'échelle de région et paysage est représentée par deux des indicateurs suivis au parc.

	Composition	Structure	Fonction
Région et paysage	2	2	3 2
Écosystème et communauté	6 1		3 2
Population et espèce	2		1

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). La taille des cercles est proportionnelle au nombre d'indicateurs.

Figure 9 - Résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc national de Frontenac en fonction des principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.

4.1.3 Pertinence statistique des indicateurs

Les onze indicateurs à l'étude sont présentés au tableau 16. Le tableau présente aussi leurs principales caractéristiques d'échantillonnage. Les sites d'échantillonnage permanents suivis ont tous été choisis en fonction du jugement des gestionnaires du parc, à l'exception de l'indicateur de suivi d'état des sites de camping, pour lequel les sites ont été choisis aléatoirement.

Tableau 16 - Principales caractéristiques d'échantillonnage des onze indicateurs du parc national de Frontenac faisant l'objet d'une évaluation statistique.

Numéro	Indicateur	Unité de mesure	Changement à déceler	Fréquence de suivi	Nb de sites permanents	Revisite intra annuelle
Qualité de l'eau	Faune benthique	Indice [1, 20]	0,2	3 ans	2	1
	Eutrophisation des lacs	Visibilité (m)	2 %	1 an	8	6
	Phosphore	Mg P/L	2 %	1 an	9	6
	Coliformes fécaux	UCF / 100 ml	2 %	1 an	9	6
État de la biocénose	Plantes non indigènes	Fréquence relative de présence	5 %	2 ans	58	1
	Suivis aviaires	Nb d'espèces par station	2 %	5 ans	50	2
	Route d'écoute des anoures	Indice de Shannon-Weaver modifié	2 %	1 an	20	3
	Indice de qualité ichtyologique	Indice [- 100, 200]	1	3 ans	4	2
	Suivi d'un habitat lacustre	Nb d'espèces par station (max = 13)	0,13	3 ans	9	3
Qualité des infrastructures	Emprise des sentiers	Largeur (cm)	2 %	1 an	6	1
	Sites de camping	Indice [0, 10]	0,1	1 an	50	1

Les tableaux 17 et 18 montrent les résultats des calculs de puissance statistique obtenus pour des valeurs de changements annuels de 2 % et 5 %, de degré de signification (α) de 0,20 et 0,10 et sur des périodes de 10 et 20 ans. Les valeurs de puissances statistiques obtenues ont été simplifiées et sont présentées au tableau 19.

Tableau 17 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 10 ans des indicateurs du parc national de Frontenac.

Indicateur	Puissance statistique sur 10 ans							
	$\alpha = 0,20$				$\alpha = 0,10$			
	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %
Faune benthique	18 %	20 %	44 %	73 %	8 %	10 %	25 %	52 %
Eutrophisation des lacs	98 %	100 %	100 %	100 %	96 %	100 %	100 %	100 %
Phosphore	21 %	22 %	24 %	38 %	10 %	11 %	14 %	25 %
Coliformes fécaux	21 %	22 %	22 %	24 %	11 %	12 %	12 %	13 %
Plantes non indigènes	78 %	90 %	100 %	100 %	67 %	83 %	100 %	100 %
Suivis aviaires	48 %	59 %	97 %	99 %	34 %	45 %	95 %	100 %
Route d'écoute des anoues	30 %	37 %	80 %	100 %	18 %	23 %	70 %	99 %
Indice de qualité ichtyologique	30 %	35 %	73 %	98 %	18 %	22 %	59 %	95 %
Suivi d'un habitat lacustre	33 %	38 %	80 %	99 %	20 %	26 %	67 %	98 %
Emprise des sentiers	41 %	56 %	98 %	100 %	25 %	38 %	95 %	100 %
Sites de camping	51 %	65 %	100 %	100 %	36 %	52 %	99 %	100 %

Légende des polices utilisées : puissance statistique faible (inférieure à 50 %) en rouge, moyenne (supérieure ou égale à 50 % et inférieure à 80 %) en noir normal et élevée (supérieure ou égale à 80 %) en noir gras.

Il est normal que la puissance soit moins élevée pour un changement négatif; plus la population diminue, plus un changement devient difficile à déceler (Gibbs and Ene, 2010). La plus faible des valeurs de puissance est utilisée pour catégoriser l'indicateur. Sur une période de 10 ans, pour un changement annuel de 2 % (changement net négatif de 16,63 % et positif de 19,51 %) et une valeur de α de 0,10, les résultats montrent que la puissance statistique des onze indicateurs étudiés est faible pour neuf d'entre eux, moyenne pour un et élevée pour un autre : l'indicateur d'eutrophisation des lacs. Autrement dit, c'est le seul indicateur qui permettra de déceler au minimum 80 % des changements avec un maximum de 10 % d'erreur. En considérant plutôt une valeur de $\alpha = 0,20$, la puissance statistique de l'indicateur de suivi des sites de camping passe de faible à moyenne. Les changements sont plus importants en variant le paramètre de changement à déceler. Ainsi, sur la même période de 10 ans ($\alpha = 0,10$) et un changement annuel de 5 % (changement net négatif de 36,98 % et positif de 55,13 %), la puissance statistique est faible pour trois indicateurs, moyenne pour trois autres et élevée pour les cinq derniers. Pour une valeur de $\alpha = 0,20$, deux indicateurs (route d'écoute des anoues et suivi d'un habitat lacustre) passent d'une puissance moyenne à élevée.

Tableau 18 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 20 ans des indicateurs du parc national de Frontenac.

Indicateur	Puissance statistique sur 20 ans							
	$\alpha = 0,20$				$\alpha = 0,10$			
	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %
Faune benthique	42 %	70 %	91 %	100 %	25 %	53 %	79 %	100 %
Eutrophisation des lacs	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Phosphore	24 %	33 %	45 %	100 %	14 %	21 %	32 %	100 %
Coliformes fécaux	22 %	23 %	25 %	77 %	12 %	13 %	15 %	66 %
Plantes non indigènes	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Suivis aviaires	93 %	100 %	100 %	100 %	88 %	100 %	100 %	100 %
Route d'écoute des anoues	82 %	100 %	100 %	100 %	71 %	99 %	100 %	100 %
Indice de qualité ichtyologique	65 %	93 %	100 %	100 %	50 %	87 %	99 %	100 %
Suivi d'un habitat lacustre	71 %	96 %	100 %	100 %	58 %	92 %	100 %	100 %
Emprise des sentiers	99 %	100 %	100 %	100 %	97 %	100 %	100 %	100 %
Sites de camping	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

Légende des polices utilisées : puissance statistique faible (inférieure à 50 %) en rouge, moyenne (supérieure ou égale à 50 % et inférieure à 80 %) en noir normal et élevée (supérieure ou égale à 80 %) en noir gras.

Considérer une période de suivi de 20 ans au lieu de 10 ans (tableau 18) entraîne une augmentation considérable de la puissance statistique des indicateurs. Pour un changement annuel de 2 % (changement net négatif de 31,88 % et positif de 45,68 %) et une valeur de $\alpha = 0,10$, la puissance est faible pour trois indicateurs, moyenne pour trois indicateurs et élevée pour les cinq autres. En considérant plutôt une valeur de $\alpha = 0,20$, un indicateur passe d'une puissance statistique moyenne à élevée. Pour un changement annuel de 5 % (changement net négatif de 62,26 % et positif de 152,70 %) et une valeur de $\alpha = 0,10$, deux indicateurs ont une puissance faible, un une puissance moyenne et huit une puissance élevée. En considérant plutôt une valeur de $\alpha = 0,20$, la puissance statistique de l'indicateur de faune benthique passe de moyenne à élevée. Néanmoins, même en considérant des valeurs permissives de degré de signification ($\alpha = 0,20$), changement à décélérer (5 %) et période de suivi (20), les indicateurs de phosphore et de coliformes fécaux demeurent problématiques.

Tableau 19 - Résultats simplifiés du calcul de puissance statistique des indicateurs du parc national de Frontenac.

	Nombre d'indicateurs		
	Faible ($1 - \beta < 50 \%$)	Moyenne ($50 \% \leq 1 - \beta < 80 \%$)	Élevée ($1 - \beta \geq 80 \%$)
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,20$	8	2	1
10 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	3	1	7
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	9	1	1
10 ans, - 5 %, $\alpha = 0,10$	3	3	5
20 ans, - 2 %, $\alpha = 0,20$	3	2	6
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	2	0	9
20 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	3	3	5
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,10$	2	1	8

4.1.4 Intégration des résultats des trois axes méthodologiques

Il est aussi possible d'évaluer les indicateurs à l'échelle du parc en analysant l'information fournie par la grille d'analyse de chacun des trois écosystèmes. Le tableau 20 présente une synthèse des résultats pour ces trois écosystèmes. Il intègre les résultats de la cartographie des écosystèmes, de la puissance statistique et de l'exercice du processus d'analyse hiérarchique (PAH) (section 1.1 et annexe 1). L'objectif du PAH, mené par la Sépaq, était d'attribuer une importance relative à 30 indicateurs du PSIE. La valeur de PAH des indicateurs varie entre « 1 » et « 3 », où une valeur de « 1 » représente un indicateur possédant une meilleure puissance écologique qu'un indicateur ayant une valeur de « 3 ».

À l'échelle du parc, l'indicateur de suivi de la faune benthique obtient le total le plus élevé (14), notamment grâce à ses pointages élevés pour les écosystèmes aquatique et humide. Les autres indicateurs liés au paramètre de qualité de l'eau obtiennent quant à eux des totaux variant entre 4 et 7 et sont moins adaptés à l'ensemble des écosystèmes du parc. Cinq indicateurs obtiennent des totaux supérieurs ou égaux à 11 : suivis aviaires, suivi d'un habitat lacustre, espèces exotiques envahissantes, routes d'écoute des anoues et indice de qualité ichtyologique. Ils font tous partie du paramètre d'état de la biocénose et représentent des espèces animales couvrant des entités présentes dans les modèles conceptuels des trois écosystèmes du parc. L'indicateur d'acidité des précipitations obtient un total de 9. Ceci est principalement dû à sa capacité à fournir de l'information sur l'écosystème aquatique et sur la végétation en milieu terrestre. L'autre indicateur lié au paramètre de qualité de l'air, les

polluants atmosphériques, obtient un total de 4. Il se classe parmi les moins bons indicateurs à l'échelle du parc. L'indicateur d'utilisation des terres en zone périphérique obtient un total de 9. En ce sens, il est l'un des rares à tenir compte de plusieurs stressés présents dans les trois modèles conceptuels, par exemple la chasse, le piégeage et la présence d'infrastructures. Les autres indicateurs liés au paramètre d'organisation spatiale du territoire se classent en milieu de peloton avec des totaux variant entre 6 et 8. Les indicateurs de qualité des infrastructures, à l'exception de l'indicateur de pourcentage de dénaturalisation des berges, sont parmi ceux ayant le total le plus faible.

La comparaison avec les données du PAH est cohérente puisqu'une gradation globale des valeurs de PAH se remarque au tableau 20. Cette gradation est corrélée négativement par rapport à la diminution des valeurs de pointages des indicateurs. Toutefois, certains des indicateurs mesurés au parc national de Frontenac n'ont pas fait l'objet du PAH. Dans ce cas, aucune comparaison n'est possible. Sans permettre d'analyse rigoureuse, la comparaison avec les valeurs du PAH ajoute une base d'analyse aux résultats d'évaluation écologique.

Les valeurs de puissance statistique calculées selon les valeurs les plus contraignantes (- 2 %, $\alpha = 10$ et 10 ans) et les moins contraignantes sont également présentes (- 5 %, $\alpha = 20$ et 20 ans) dans la grille synthèse du tableau 20. Elles permettent d'apprécier la pertinence statistique des indicateurs en parallèle à l'évaluation écologique. Par exemple, bien que l'indicateur de suivi de la faune benthique soit écologiquement très pertinent pour le parc, l'échantillonnage actuellement réalisé permet difficilement d'en tirer de l'information scientifiquement rigoureuse. Des améliorations dans le protocole d'échantillonnage s'imposent afin d'utiliser cet indicateur à son plein potentiel.

Les deux dernières colonnes du tableau 20 présentent l'importance relative des grands écosystèmes du parc par rapport au pointage total des indicateurs par écosystème. Pour le parc de Frontenac, l'écosystème humide est celui dont le total est le plus élevé (75). Il est pourtant celui dont la superficie est la moins importante (5,3 %). À l'inverse, l'écosystème forestier obtient un total moindre (47), pour une superficie relative plus importante (84 % du parc).

Tableau 20 - Grille synthèse des résultats de l'application du BIOPSIE sur le parc national de Frontenac.

Écosystème	Indicateurs du parc national de Frontenac mesurés dans le cadre du PSIE																							Total par écosystème	Superficie (%)	
	Faune benthique	Suivis aviaires	Suivi d'un habitat lacustre	Espèces exotiques envahissantes	Route d'écoute des anoures	Indice de qualité ichtyologique	Acidité des précipitations	Terres en zone périphérique	Suivi du roseau commun	Suivi du pygargue à tête blanche	Densité des infrastructures	Fragmentation du territoire	Événements anthropiques	Pourcentage de dénaturalisation	Phosphore	Déprédation	Activités périphériques	Suivi des orchidées de tourbières	Eutrophisation des lacs	Polluants atmosphériques	Coliformes Fécaux	Plantes non indigènes	Sites de camping			Emprise des sentiers
Humide	6,5	6	6,5	4,5	5	4,5	2,5	3	3,5	2,5	3	3,5	3	3,5	2,5	3	2,5	4,5	1,5	1	2	0	0	0	75	5,3
Aquatique	7	2,5	4	4	3,5	5,5	3,5	1,5	2,5	2	1	1	1	2,5	4	1	0,5	0,5	3	1,5	1,5	0	0	0	54	10,3
Forestier	0,5	3,5	1,5	3	3	0,5	2,5	4	2	3	3,5	3	3	1	0	2	3	0,5	0	1	0	2,5	2,5	1	47	83,8
Total par indicateur	14	12	12	11,5	11,5	10,5	8,5	8,5	8	7,5	7,5	7,5	7	7	6,5	6	6	5,5	4,5	3,5	3,5	2,5	2,5	1		
Résultat du PAH	1	1*	-	2	2	2	2	1	-	-	1	1	1	2*	-	3	-	3	2	3	-	2	3	3		
Puissance (%)																										
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	8	34	20	-	18	18	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	96	-	11	67	36	25		
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	91	100	100	-	100	100	-	-	-	-	-	-	-	-	45	-	-	-	100	-	25	100	100	100		

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). *Indique la valeur du PAH pour un indicateur écologiquement semblable à celui du tableau. Une valeur de PAH de 1 représente un indicateur possédant une meilleure puissance écologique qu'un indicateur ayant une valeur de 3.

4.1.5 Optimisation d'un suivi et échantillonnage par tessellation

L'exercice d'optimisation et de détermination de nouveaux sites d'échantillonnage par tessellation a été effectué pour l'indicateur de suivi d'un habitat lacustre du parc national de Frontenac. Dans sa forme actuelle, cet indicateur est échantillonné à neuf sites, trois fois par année et à intervalle de trois ans (sept suivis sur une période de 20 ans). Tous les sites sont situés au lac à la Barbue. Il est possible d'avoir un aperçu de l'effort total d'échantillonnage en multipliant le nombre de sites échantillonnés par le nombre de suivis annuels et par le nombre d'années de suivi. Dans ce cas-ci, l'effort total est de 189 ($9 * 3 * 7$). En situation d'échantillonnage permissive, la puissance statistique atteinte est de 71 %.

Les calculs d'optimisation ont été basés sur l'hypothèse selon laquelle les gestionnaires souhaitent obtenir une puissance statistique supérieure ou égale à 80 % (2 %, $\alpha = 0,1$ et 20 ans) en continuant d'échantillonner trois fois par année et en modifiant uniquement le nombre de sites suivis. De plus, ils souhaitent conserver les sites actuellement suivis en ajoutant le nombre requis pour l'atteinte de la puissance statistique visée. Les résultats d'optimisation indiquent que l'ajout de trois nouveaux sites d'échantillonnage permettrait l'atteinte d'une puissance statistique de 82 %. L'effort total d'échantillonnage passe alors de 189 à 252.

L'emplacement de trois nouveaux sites d'échantillonnage a été déterminé à l'aide de l'algorithme RRQRR, implanté dans le logiciel de géomatique ArcGIS (outil *Create spatially balanced points*). Cet algorithme est flexible et permet l'ajout de nouveaux sites à un ensemble de sites existants, tout en s'assurant d'une bonne répartition spatiale sur le territoire. La matrice de probabilité utilisée pour la détermination des nouveaux sites est basée sur les critères suivants : l'échantillonnage se fait à une distance maximale de 50 m de la berge et les sites situés à plus de 250 m d'une voie de communication ont deux fois plus de chances d'être inclus dans l'échantillonnage que les sites situés à moins de 250 m. L'hypothèse à la base de cette réflexion est que la proximité d'une voie de communication diminue la probabilité d'observer un plus grand nombre d'espèces suivies (Fahrig and Rytwinski, 2009). La figure 10 présente la localisation du lac à la Barbue au parc national de Frontenac, la matrice de probabilité utilisée ainsi que l'emplacement des nouveaux sites proposés.

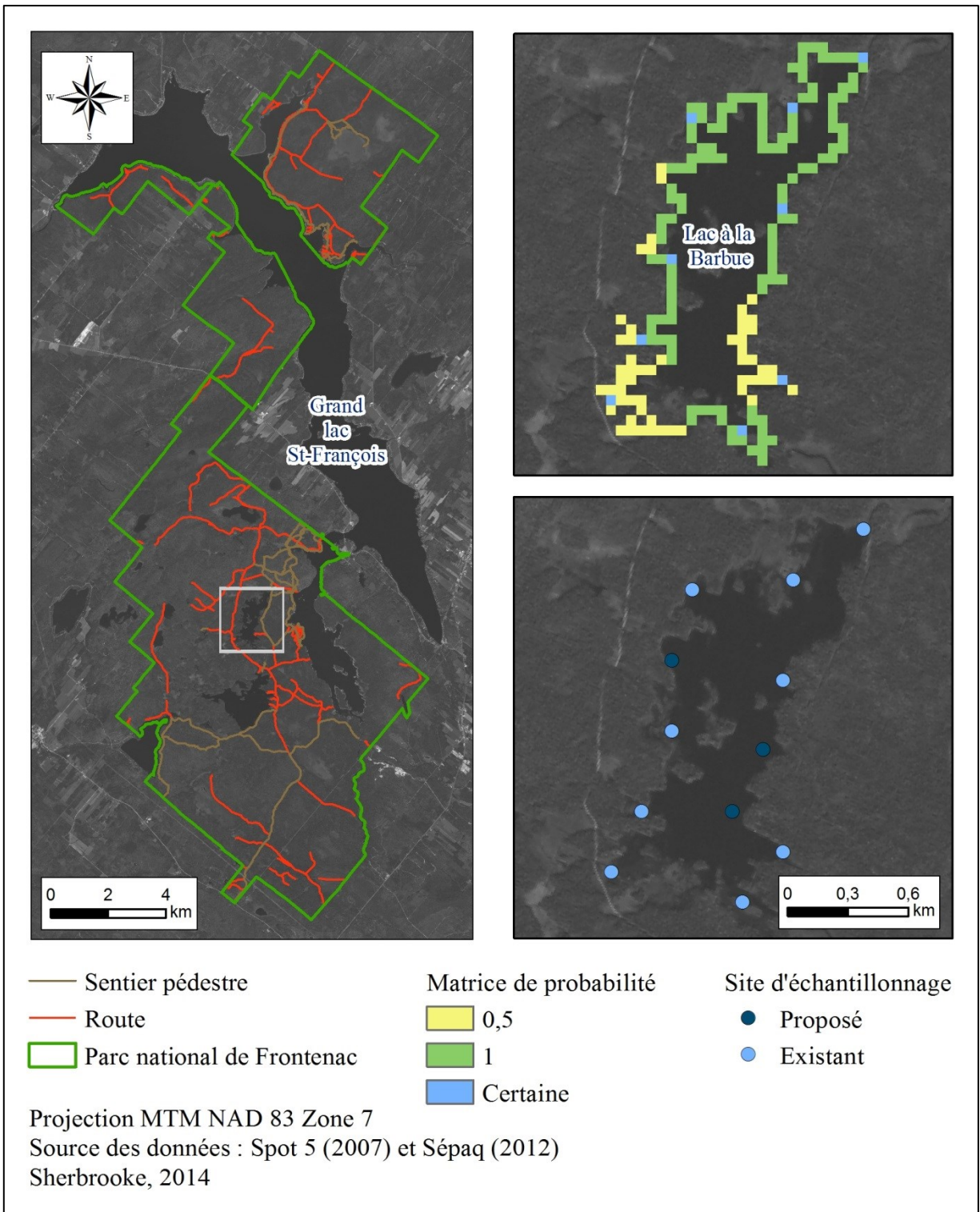


Figure 10 - Cartographie du parc, matrice de probabilité utilisée et sites d'échantillonnage proposés au lac à la Barbue selon la méthode de tessellation pour l'indicateur de suivi d'un habitat lacustre du parc national de Frontenac.

4.2 Parc national de la Jacques-Cartier

4.2.1 Cartographie des écosystèmes

La cartographie du parc national de la Jacques-Cartier (figure 11) a permis d'identifier trois écosystèmes principaux. L'écosystème forestier et les milieux ouverts sont largement dominants. Ils occupent 97,3 % de la superficie du parc. La presque totalité du parc est boisée et celui-ci compte aussi quelques milieux ouverts, situés en zone escarpée ou sur les plateaux au sud du parc. L'écosystème aquatique, quant à lui, occupe 1,9 % de la superficie du parc. Outre la rivière Jacques-Cartier, le parc compte plusieurs lacs situés sur les plateaux entourant la vallée de la rivière Jacques-Cartier. D'autres rivières sont présentes à l'intérieur du parc. Cependant, leur importance n'est pas suffisante pour en permettre la cartographie selon la méthodologie utilisée dans le BIOPSIE. Pour sa part, l'écosystème humide occupe 0,5 % de la superficie du parc et il est possible d'observer d'importants complexes de milieux humides au nord-est du territoire. La classe sol nu couvre 0,2 % du parc. Elle se concentre au nord-ouest du territoire, dans les zones escarpées de la vallée de la rivière Jacques-Cartier où le roc est visible. Finalement, 0,02 % de la superficie a été cartographié comme du milieu bâti. Il représente, les bâtiments importants ainsi que les stationnements et routes asphaltées.

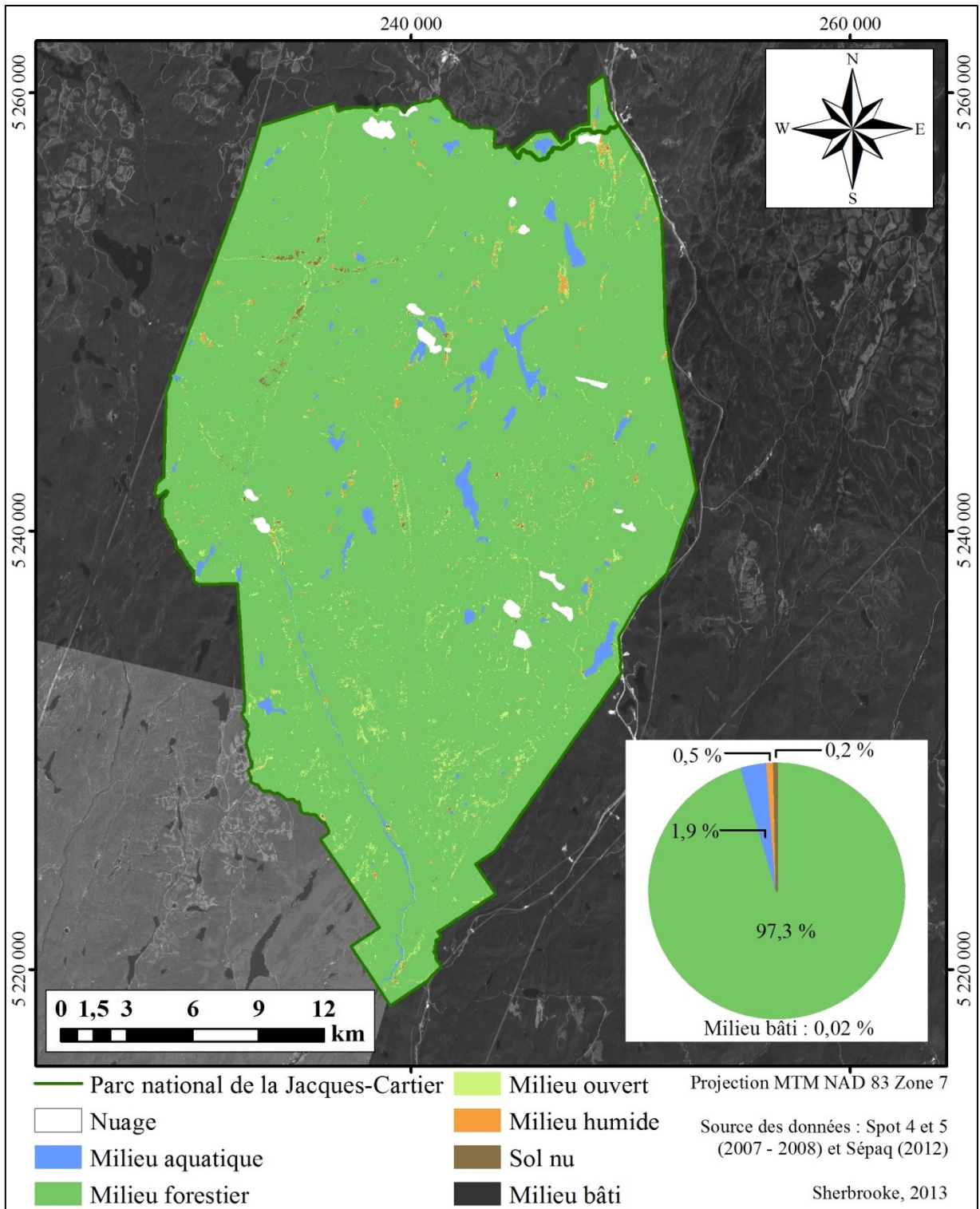


Figure 11 - Cartographie des grands écosystèmes du parc national de la Jacques-Cartier.

La validation de la cartographie (tableau 21) montre une exactitude de 82 % et un coefficient kappa de 77 %. Ces valeurs témoignent d'une procédure de classification efficace pour l'exactitude et moyennement efficace pour le coefficient Kappa (Congalton and Green, 1999). L'algorithme de classification utilisé a entraîné des erreurs significatives d'omission pour les classes sol nu (52,4 %), milieu aquatique (24,2 %), milieu humide (16,7 %) et milieu ouvert (14,3 %). Dans plusieurs cas, la classe milieu humide a été cartographiée au lieu de la classe sol nu. Pour sa part, la classe milieu aquatique a été confondue avec les classes milieux forestier et ouvert, principalement dans les sections moins larges de la rivière Jacques-Cartier. Finalement, les erreurs de commission les plus fréquentes se retrouvent pour les classes milieu humide (78,3 %) et milieu ouvert (17,6 %).

Tableau 21 - Matrice de confusion issue de la cartographie des grands écosystèmes du parc national de la Jacques-Cartier.

	Milieu ouvert	Milieu forestier	Milieu aquatique	Milieu humide	Sol nu	Milieu bâti	Total
Milieu ouvert	42	1	4	1	3	0	51
Milieu forestier	0	41	4	0	0	0	45
Milieu aquatique	0	0	25	0	0	0	25
Milieu humide	7	2	0	5	8	1	23
Sol nu	0	0	0	0	10	0	10
Milieu bâti	0	0	0	0	0	15	15
Total	49	44	33	6	21	16	169
Omission	14,3 %	6,8 %	24,2 %	16,7 %	52,4 %	6,3 %	
Commission	17,6 %	8,9 %	0 %	78,3 %	0 %	0 %	
Exactitude :	82 %						
Kappa :	77 %						

4.2.2 Pertinence écologique des indicateurs

Valeur individuelle des indicateurs

Les grilles d'analyse des écosystèmes forestier, aquatique et humide sont présentées aux tableaux 22 à 24.

Tableau 22 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème forestier du parc national de la Jacques-Cartier.

		Indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier mesurés dans le cadre du PSIE																				Total par entité	Pointage visé	Bilan				
		Type d'entité	Terres en zone périphérique	Suivi des oiseaux nicheurs	EFE	Densité des infrastructures	Espèces exotiques envahissantes	Suivi des chauves-souris	Suivi des orignaux	Indice de qualité d'habitat de l'original	Route d'écoute des anoures	Fragmentation du territoire	Acidité des précipitations	Plantes non indigènes	Sites de camping	Événements anthropiques	Déprédation	Emprise des sentiers	Indice de dénaturalisation	Faune benthique	Acidité des lacs				Suivi de l'omble chevalier	Indice de qualité de la pêche		
Entités du modèle conceptuel	Plantes et arbres	C			1	0,5	0,5	0,5	1			0,5	0,5	0,5	0,5			0,5							6	2	4	
	Carnivores	C	0,5	1			0,5	1	0,5		1	0,5				0,5									5,5	2	3,5	
	Herbivores	C	0,5	1			0,5	1	0,5	1	0,5					0,5									5,5	2	3,5	
	Espèces exotiques	S		0,5	0,5	0,5	1	1					1													4,5	2	2,5
	Pluie acide et pollution	S	0,5		0,5			0,5			0,5		1		0,5					0,5	0,5					4,5	2	2,5
	Présence d'infrastructures	S	1			1					1		0,5			0,5										4	2	2
	Lumière	C	0,5		1		0,5				0,5		0,5	0,5												3,5	2	1,5
	Piétinement par les visiteurs	S			0,5	0,5								1				1	0,5							3,5	2	1,5
	Coupe de bois	S	1					0,5	1						0,5											3	2	1
	Dérangement par les visiteurs	S		0,5		1		0,5			0,5					0,5										3,0	2	1
	Litière organique	C										0,5		0,5	0,5											1,5	2	-0,5
	Changements climatiques	S		0,5						0,5																1	2	-1
	Chasse et piégeage	S						0,5																		0,5	2	-1,5
	Contrôle des incendies	S							0,5																	0,5	2	-1,5
	Humus et sol minéral	C										0,5														0,5	2	-1,5
	Décomposeurs	C																								0	2	-2
Total par indicateur			4	3,5	3,5	3,5	3	3	3	3	3	2,5	2,5	2,5	2	2	1	1	0,5	0,5	0	0						

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 23 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème aquatique du parc national de la Jacques-Cartier.

		Indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier mesurés dans le cadre du PSIE																				Total par entité	Pointage visé	Bilan			
		Type d'entité	Faune benthique	Indice de qualité de la pêche	Espèces exotiques envahissantes	Suivi de l'omble chevalier	Acidité des précipitations	Route d'écoute des anoures	Acidité des lacs	Événements anthropiques	Indice de dénaturalisation	Suivi des orignaux	Terres en zone périphérique	Déprédation	Suivi des chauves-souris	Indice de qualité d'habitat de l'original	Densité des infrastructures	Fragmentation du territoire	Plantes non indigènes	Suivi des oiseaux nicheurs	EFE				Emprise des sentiers	Sites de camping	
Entités du modèle conceptuel	Consommateurs secondaires	C	1	1	1	1	1	0,5					0,5		1									8	2	6	
	Qualité, quantité et zones d'eau	C	0,5	1		0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5		0,5										5,5	2	3,5	
	Phytoplancton et plantes aquatiques	C	0,5		1		0,5		0,5	0,5	0,5	0,5												4	2	2	
	Bassin versant	S	1				0,5		0,5			1		0,5										3,5	2	1,5	
	Acidification et pollution de l'air et de l'eau	S	0,5			0,5	1	0,5	0,5															3	2	1	
	Consommateurs primaires	C	1	0,5			0,5		0,5					0,5										3	2	1	
	Présence d'infrastructures	S	0,5		0,5						1					1								3	2	1	
	Chasse, pêche et piégeage	S		1	0,5	1																		2,5	2	0,5	
	Castors	C		0,5										1										1,5	2	-0,5	
	Décomposeurs	C	0,5				0,5		0,5															1,5	2	-0,5	
	Dépôt benthique	C	1				0,5																	1,5	2	-0,5	
	Espèces exotiques	S		0,5	1																			1,5	2	-0,5	
	Masses d'œufs de poissons	C		0,5		0,5	0,5																	1,5	2	-0,5	
	Orignaux et cerfs	C									1			0,5										1,5	2	-0,5	
	Dérangement par les visiteurs	S								0,5	0,5													1	2	-1	
	Changements climatiques	S				0,5																		0,5	2	-1,5	
	Plantes terrestres	C	0,5																					0,5	2	-1,5	
Lumière	C																						0	2	-2		
Total par indicateur			7	5	4	4	3,5	3,5	3	2,5	2,5	2	1,5	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 24 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème humide du parc national de la Jacques-Cartier.

		Indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier mesurés dans le cadre du PSIE																		Total par entité	Pointage visé	Bilan							
		Type d'entité	Faune benthique	Route d'écoute des anoures	Indice de qualité de la pêche	Espèces exotiques envahissantes	Suivi des oiseaux nicheurs	Événements anthropiques	Suivi des chauves-souris	Fragmentation du territoire	Indice de dénaturalisation	Déprédation	Suivi des orignaux	Suivi de l'omble chevalier	Densité des infrastructures	Terres en zone périphérique	Acidité des précipitations	Acidité des lacs	Indice de qualité d'habitat de l'original				Plantes non indigènes	EFE	Emprise des sentiers	Sites de camping			
Entités du modèle conceptuel	Pluie acide et pollution	S	0,5	0,5	0,5			1	0,5				0,5	0,5	1	1									6	2	4		
	Présence d'infrastructures et barrages	S	0,5	0,5		0,5				1	1	0,5			1	1,0										6	2	4	
	Qualité et quantité d'eau	C	1	1	0,5			0,5	0,5		0,5			0,5	0,5	0,5	0,5									6	2	4	
	Carnivores aquatiques	C	1		1	0,5	0,5			0,5	0,5		1													5	2	3	
	Herbivores aquatiques	C	1	0,5	1	0,5	0,5			0,5	0,5															4,5	2	2,5	
	Herbivores terrestres	C		1			1			0,5	0,5		1						0,5							4,5	2	2,5	
	Bassin versant	S	1		0,5		0,5					0,5			1,0			0,5								4	2	2	
	Carnivores terrestres	C		1			1	0,5		0,5																4	2	2	
	Plantes terrestres et émergentes	C	0,5			1	0,5			0,5	0,5		0,5					0,5								4	2	2	
	Espèces exotiques	S			0,5	1	0,5		1					0,5												3,5	2	1,5	
	Phytoplancton, plantes flottantes et submergées	C	0,5			1	0,5			0,5	0,5					0,5										3,5	2	1,5	
	Dérangement par les visiteurs	S					0,5	0,5	0,5		0,5				0,5												2,5	2	0,5
	Chasse, pêche et piégeage	S			1							0,5	0,5														2	2	0
	Changements climatiques	S		0,5			0,5						0,5														1,5	2	-0,5
	Substrat (milieu terrestre)	C					0,5			0,5						0,5											1,5	2	-0,5
	Piétinements par les visiteurs	S								0,5					0,5												1	2	-1
	Dépôt benthique	C	0,5																								0,5	2	-1,5
	Cueillette	S																									0	2	-2
Total par indicateur			6,5	5	5	4,5	4,5	3,5	3,5	3,5	3	3	3	3	3	2,5	1,5	1,5	0	0	0	0							

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Écosystème forestier

Les indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier permettent de couvrir suffisamment dix des seize entités présentes dans le modèle conceptuel de l'écosystème forestier (quatre composantes et six stressseurs). Leur bilan varie entre 1 et 4. L'entité « Plantes et arbres » est la plus couverte. En ce sens, elle est mesurée directement par deux indicateurs (EFE et indice de qualité de l'habitat de l'orignal), en plus d'être couverte indirectement par huit autres. Les entités « Carnivores » et « Herbivores » obtiennent également un bilan positif avec une valeur de 3,5. Les autres entités suffisamment couvertes sont « Espèces exotiques », « Pluie acide et pollution », « Présence d'infrastructures », « Lumière », « Piétinement par les visiteurs », « Coupe de bois » et « Dérangement par les visiteurs ».

Parmi les six entités qui ne sont pas suffisamment mesurées figurent « Litière organique », « Changements climatiques », « Chasse et piégeage », « Contrôle des incendies », « Humus et sol minéral » et « Décomposeurs ». Les entités « Litière organique » et « Changement climatique » sont respectivement mesurées indirectement par trois et deux indicateurs. La situation est différente pour les entités « Contrôle des incendies » (- 1,5), « Humus et sol minéral » (- 1,5) et « Décomposeurs » (- 2). Actuellement, les indicateurs fournissent peu ou pas d'information sur celles-ci. Les trois entités reliées au sol (« Litière organique », « Humus et sol minéral » et « Décomposeur ») figurent parmi celles dont le bilan est négatif.

Dix-neuf des 21 indicateurs du parc mesurent des entités du modèle conceptuel. L'indicateur d'utilisation des terres en zone périphérique est celui obtenant le pointage le plus élevé (4). Trois autres indicateurs obtiennent des pointages de 3,5 : suivi des oiseaux nicheurs, EFE et densité des infrastructures. De manière générale, les indicateurs d'organisation spatiale du territoire (en mauve) et d'état de la biocénose (en vert) obtiennent tous de bons résultats. Les cinq indicateurs obtenant les résultats les moins élevés sont tous liés au milieu aquatique.

Écosystème aquatique

Des dix-huit entités présentes dans le modèle conceptuel de l'écosystème aquatique, huit sont suffisamment mesurées. L'entité « Consommateurs secondaires » obtient le bilan le plus élevé

(6). Elle est mesurée directement par sept indicateurs et indirectement par deux autres. L'entité « Qualité, quantité et zones d'eau » obtient quant à elle un bilan de 3,5. Plusieurs des indicateurs suivant une espèce ou un groupe d'espèces sensibles à la qualité de l'eau permettent de la mesurer indirectement et contribuent à cette valeur. Les autres entités suffisamment mesurées sont « Phytoplancton et plantes aquatiques », « Bassin versant », « Acidification et pollution de l'air et de l'eau », « Consommateurs primaires » ainsi que « Chasse, pêche et piégeage ».

Parmi les dix entités qui ne sont pas suffisamment mesurées, six obtiennent un bilan de - 0,5. Les indicateurs permettent néanmoins d'obtenir un minimum d'information sur leur évolution. Les autres entités dont le bilan est négatif et inférieur à - 0,5 sont « Dérangement par les visiteurs » (- 1), « Changements climatiques » (- 1,5), « Plantes terrestres » (- 1,5) et « Lumière » (- 2).

En ce qui a trait aux indicateurs, leur pointage varie entre 0 et 7. C'est l'indicateur de faune benthique qui obtient le pointage le plus élevé. Il fournit de l'information sur les entités du modèle ayant trait à la qualité de l'eau, aux consommateurs, aux stressseurs et aux activités périphériques du parc. L'autre indicateur lié au paramètre de qualité de l'eau, l'acidité des lacs, obtient un pointage de 3. Les pointages des autres indicateurs sont : indice de qualité de pêche (5), espèces exotiques envahissantes (4), suivi de l'omble chevalier (4) acidité des précipitations (3,5) et route d'écoute des anoues (3,5). Près de la moitié des indicateurs fournissent peu ou pas d'information (pointage inférieur ou égal à 1,5) sur les entités du modèle conceptuel. Cela inclut les trois indicateurs liés à l'organisation spatiale du territoire (mauve) et deux des trois indicateurs liés à la qualité des infrastructures (en rose).

Écosystème humide



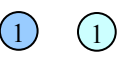
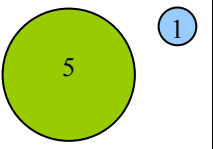



Treize des dix-huit entités obtiennent un bilan positif. De ce nombre, sept sont des composantes et six des stressseurs. Trois d'entre elles obtiennent un bilan de 4 : « Pluie acide et pollution », « Présence d'infrastructures et barrages » et « Qualité et quantité d'eau ». Le bilan des autres entités varie entre 0 et 3. L'entité « Cueillette » est celle dont le bilan est le plus bas (- 2). En d'autres termes, aucun des indicateurs actuellement utilisés ne fournit d'information

sur celle-ci. Les autres entités ayant un bilan négatif sont « Changements climatiques » (- 0,5), « Substrat » (- 0,5), « Piétinement par les visiteurs » (- 1) et « Dépôt benthique » (- 1,5). Pour ce qui est de l'entité « Changements climatiques », elle est seulement mesurée indirectement par certains indicateurs d'espèces animales : les anoues, les oiseaux nicheurs et l'omble chevalier.

L'indicateur de faune benthique (6,5) est celui obtenant le pointage le plus élevé. Il mesure directement quatre entités et indirectement cinq autres. Treize indicateurs obtiennent des pointages variant entre 3 et 5, dont les trois indicateurs liés à l'organisation spatiale du territoire (en mauve). Le pointage des indicateurs liés à l'état de la biocénose (en vert) varie en fonction des espèces suivies. Les indicateurs de route d'écoute des anoues et d'indice de qualité de pêche obtiennent tous deux un pointage de 5. Quatre indicateurs obtiennent un pointage nul : plantes non indigènes, EFE, emprise des sentiers et sites de camping. Ils ont tous en commun de considérer uniquement l'écosystème forestier.

Valeur de l'ensemble d'indicateurs

La figure 12 présente les résultats de l'évaluation de l'ensemble d'indicateurs. Ceux-ci sont semblables aux résultats obtenus pour le parc national de Frontenac. Les attributs de composition et de fonction sont mesurés respectivement par neuf et dix indicateurs. Dans les deux cas, l'échelle de l'écosystème et communauté est suivie respectivement par six et cinq indicateurs. Pour ces deux attributs, les autres échelles écosystémiques sont équilibrées et sont mesurées par deux ou trois indicateurs, à l'exception de l'échelle de la population et espèce de l'attribut de composition, mesurée par un seul. L'attribut de structure est le moins représenté. Seule l'échelle de région et paysage est mesurée uniquement par deux indicateurs.

	Composition	Structure	Fonction
Région et paysage			
Écosystème et Communauté			
Population et espèce			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). La taille des cercles est proportionnelle au nombre d'indicateurs.

Figure 12 - Résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier en fonction des principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.

4.2.3 Pertinence statistique des indicateurs

Les huit indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier faisant l'objet de l'évaluation statistique, de même que leurs caractéristiques d'échantillonnage, sont présentés au tableau 25.

De la même manière que pour le parc national de Frontenac, la localisation des sites d'échantillonnage permanents d'une minorité d'indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier a été choisie aléatoirement. Ces indicateurs sont les sites de camping et les aménagements reliés aux berges. Les sites d'échantillonnage des six autres indicateurs ont été sélectionnés selon le jugement des gestionnaires, rendant l'inférence des résultats à l'ensemble du parc plus difficile. Les résultats de puissance statistique sont présentés aux tableaux 26 et 27, pour des périodes de 10 et 20 ans. Les résultats simplifiés sont présentés au tableau 28.

Tableau 25 - Principales caractéristiques d'échantillonnage des huit indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier faisant l'objet d'une évaluation statistique.

	Indicateur	Unité de mesure	Changement à déceler	Fréquence de suivi	Nb de sites permanents	Revisite intra annuelle
Qualité de l'eau	État de la faune benthique	Indice [1-20]	0,2	3 ans	2	1
	Niveau d'acidité des lacs	Valeur de pH [0, 14]	2 %	2 ans	4	2
État de la biocénose	Plantes non indigènes	Fréquence relative de présence	5 %	2 ans	60	1
	Route d'écoute des anoures	Indice de Shannon-Weaver modifié	2 %	1 an	20	3
	Suivi de l'omble chevalier	Indice	2 %	5 ans	8	1
Qualité des infrastructures	Emprise des sentiers	Largeur (cm)	2 %	1 an	4	1
	Sites de camping	Indice [0, 10]	0,1	1 an	32	1
	Aménagements reliés aux berges	Indice [0,6]	0,06	1 an	20	1

Tableau 26 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 10 ans des indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier.

Indicateur	Puissance statistique sur 10 ans							
	$\alpha = 0,20$				$\alpha = 0,10$			
	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %
État de la faune benthique	18 %	20 %	42 %	73 %	8 %	9 %	25 %	52 %
Niveau d'acidité des lacs	92 %	98 %	100 %	100 %	85 %	95 %	100 %	100 %
Plantes non indigènes	60 %	74 %	100 %	100 %	47 %	63 %	100 %	100 %
Route d'écoute des anoures	28 %	34 %	74 %	99 %	17 %	21 %	63 %	97 %
Suivi de l'omble chevalier	21 %	23 %	33 %	55 %	11 %	11 %	20 %	40 %
Emprise des sentiers	65 %	80 %	100 %	100 %	51 %	68 %	99 %	100 %
Sites de camping	38 %	50 %	96 %	100 %	25 %	36 %	92 %	99 %
Aménagements reliés aux berges	27 %	31 %	91 %	100 %	15 %	20 %	84 %	100 %

Légende des polices utilisées : puissance statistique faible (inférieure à 50 %) en rouge, moyenne (supérieure ou égale à 50 % et inférieure à 80 %) en noir normal et élevée (supérieure ou égale à 80 %) en noir gras.

En considérant les conditions les plus rigoureuses d'échantillonnage (10 ans, - 2 % et $\alpha = 0,10$), un seul indicateur, le niveau d'acidité des lacs, possède une puissance statistique élevée. La puissance est faible pour six autres et moyenne pour un. Les résultats varient peu en considérant plutôt une valeur de $\alpha = 0,20$. Le seul changement concerne l'indicateur de suivi des plantes non indigènes, qui passe d'une puissance faible à moyenne. L'impact sur la puissance statistique est plus important en considérant plutôt un changement à déceler de l'ordre de - 5 %. Peu importe la valeur de $\alpha = 0,10$, cinq indicateurs ont une puissance statistique élevée, un une puissance moyenne et deux autres une puissance faible.

Tableau 27 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 20 ans des indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier.

Indicateur	Puissance statistique sur 20 ans							
	$\alpha = 0,20$				$\alpha = 0,10$			
	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %
État de la faune benthique	42 %	72 %	92 %	100 %	24 %	52 %	80 %	100 %
Niveau d'acidité des lacs	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Plantes non indigènes	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Route d'écoute des anoues	76 %	98 %	100 %	100 %	65 %	96 %	100 %	100 %
Suivi de l'omble chevalier	28 %	43 %	62 %	100 %	16 %	28 %	48 %	100 %
Emprise des sentiers	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Sites de camping	97 %	100 %	100 %	100 %	94 %	99 %	100 %	100 %
Aménagements reliés aux berges	100 %	100 %	100 %	100 %	86 %	100 %	100 %	100 %

Légende des polices utilisées : puissance statistique faible (inférieure à 50 %) en rouge, moyenne (supérieure ou égale à 50 % et inférieure à 80 %) en noir normal et élevée (supérieure ou égale à 80 %) en noir gras.

Sur une période de 20 ans (- 2 %, $\alpha = 0,10$), les résultats de la puissance statistique sont élevés pour cinq indicateurs, moyens pour un et faibles pour deux autres. Ils demeurent les mêmes en modifiant la valeur du paramètre α à 0,20. Pour un changement annuel de - 5 %, sept des huit indicateurs ont une puissance statistique élevée, peu importe la valeur de α utilisée. La seule exception concerne l'indicateur de suivi de l'omble chevalier, dont la puissance statistique est faible ($\alpha = 0,10$) ou moyenne ($\alpha = 0,20$). Pour cet indicateur, les résultats témoignent de faiblesses au niveau du protocole d'échantillonnage. Globalement, l'indicateur de niveau d'acidité des lacs obtient une puissance statistique élevée pour l'ensemble des paramètres.

Tableau 28 - Résultats simplifiés du calcul de puissance statistique des indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier.

	Nombre d'indicateurs		
	Faible ($1 - \beta < 50 \%$)	Moyenne ($50 \% \leq 1 - \beta < 80 \%$)	Élevée ($1 - \beta \geq 80 \%$)
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,20$	5	2	1
10 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	2	1	5
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	6	1	1
10 ans, - 5 %, $\alpha = 0,10$	2	1	5
20 ans, - 2 %, $\alpha = 0,20$	2	1	5
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	0	1	7
20 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	2	1	5
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,10$	1	0	7

4.2.4 Intégration des résultats des trois axes méthodologiques

Le tableau 29 présente les résultats de l'intégration des résultats des trois axes méthodologiques du BIOPSIE pour le parc de la Jacques-Cartier. À l'échelle du parc, l'indicateur de suivi de la faune benthique, avec un total de 14, obtient le pointage le plus élevé. Cela s'explique principalement par sa contribution aux écosystèmes aquatique et humide. Les totaux des autres indicateurs varient entre 11,5 (EEE et route d'écoute des anoures) et 1 (emprise des sentiers). Les indicateurs liés à l'état de la biocénose (vert) obtiennent des pointages variés en fonction des espèces suivies. Quant à eux, les indicateurs d'organisation spatiale du territoire (en mauve) obtiennent des totaux variant entre 7,5 et 8,5. Tout comme pour le parc de Frontenac, les indicateurs de qualité des infrastructures (en rose) obtiennent généralement des pointages bas, à l'exception de l'indice de dénaturalisation des berges. Ces résultats concordent avec ceux du PAH, pour lesquels l'indicateur de dénaturalisation des berges obtient une valeur de puissance écologique de 2 et les autres une valeur de 3. Six indicateurs ont une puissance statistique faible ou moyenne en situation contraignante (- 2 %, $\alpha = 0,1$ et 10 ans) et élevée en situation permissive (- 5 %, $\alpha = 0,2$ et 20 ans). En situation plus permissive la puissance atteinte par l'indicateur de suivi de l'omble chevalier est moyenne (62 %). Bien que l'écosystème forestier couvre plus de 97 % de la superficie du parc, il obtient un pointage total de 47, contre 43,5 pour l'écosystème aquatique et 60 pour l'écosystème humide.

Tableau 29 - Grille synthèse des résultats de l'application du BIOPSIE sur le parc national de la Jacques-Cartier.

Écosystème	Indicateurs du parc national de la Jacques-Cartier mesurés dans le cadre du PSIE																				Total par écosystème	Superficie (%)	
	Faune benthique	Espèces exotiques envahissantes	Route d'écoute des anoures	Indice de qualité de la pêche	Acidité des précipitations	Terres en zone périphérique	Événements anthropiques	Suivi des oiseaux nicheurs	Suivi des originaux	Suivi des chauves-souris	Densité des infrastructures	Fragmentation du territoire	Suivi de l'omble chevalier	Indice de dénaturalisation	Déprédation	Indice de qualité d'habitat de l'original	Acidité des lacs	EFE	Plantes non indigènes	Sites de camping			Emprise des sentiers
Forestier	0,5	3	3	0	2,5	4	2	3,5	3	3	3,5	3	0	1	2	3	0,5	3,5	2,5	2,5	1	47	97,3
Aquatique	7	4	3,5	5	3,5	1,5	2,5	0	2	1	1	1	4	2,5	1	1	3	0	0	0	0	43,5	1,9
Humide	6,5	4,5	5	5	2,5	3	3,5	4,5	3	3,5	3	3,5	3	3,5	3	1,5	1,5	0	0	0	0	60	0,5
Total par indicateur	14	11,5	11,5	10	8,5	8,5	8	8	8	7,5	7,5	7,5	7	7	6	5,5	5	3,5	2,5	2,5	1		
Résultat du PAH	1	1	2	2	2	1	1	1	-	2	1	1	3	2	3	-	2	2	2	3	3		
Puissance (%)																							
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	8	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	15	-	-	85	-	47	25	51		
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	92	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	62	100	-	-	100	-	100	100	100		

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). *Indique la valeur du PAH pour un indicateur écologiquement semblable à celui du tableau. Une valeur de PAH de 1 représente un indicateur possédant une meilleure puissance écologique qu'un indicateur ayant une valeur de 3.

4.3 Parc national du Bic

4.3.1 Cartographie des écosystèmes

La cartographie du parc national du Bic (figure 13) a permis d'identifier cinq écosystèmes principaux. L'écosystème forestier et les milieux ouverts occupent un peu plus de la moitié de la superficie du parc avec 55,6 %. Une des particularités du parc est la présence de nombreuses zones agricoles encore en exploitation. Dans la cartographie produite, ces zones sont considérées comme des milieux ouverts. L'écosystème marin compte pour 34,3 % de la superficie et confère au parc national du Bic un caractère distinctif. Étroitement lié à l'écosystème marin, l'écosystème côtier compte pour 8,5 % du parc. La classe sol nu compte pour 1,2 % du parc et correspond à certains chemins d'importance ainsi qu'à des stationnements. Finalement, 0,4 % du parc est constitué de milieux humides, dont la presque totalité se situe dans un important marais salant, situé au centre du parc. Finalement, les classes milieu aquatique et milieu bâti comptent chacune pour 0,01 % du parc. Le seul milieu aquatique identifié est un lac de faible superficie situé à l'extrémité ouest du parc. La rivière du Sud-ouest, principal cours d'eau du parc ne ressort pas sur la cartographie produite.

La validation de la cartographie (tableau 30) montre une exactitude de 85 % et un coefficient kappa de 81 %. Ces valeurs témoignent d'une procédure efficace (Congalton and Green, 1999). L'algorithme de classification utilisé a entraîné des erreurs significatives d'omission pour les classes sol nu (59 %) et milieu humide (28,8 %). La classe sol nu a principalement été cartographiée comme milieu côtier et la classe milieu humide comme milieu ouvert. Les erreurs de commission les plus fréquentes se retrouvent également pour les classes milieu humide (58,3 %) et sol nu (36 %). La classe milieu humide a souvent été associée à la classe milieu côtier tandis que la classe sol nu a été confondue avec la classe milieu ouvert.

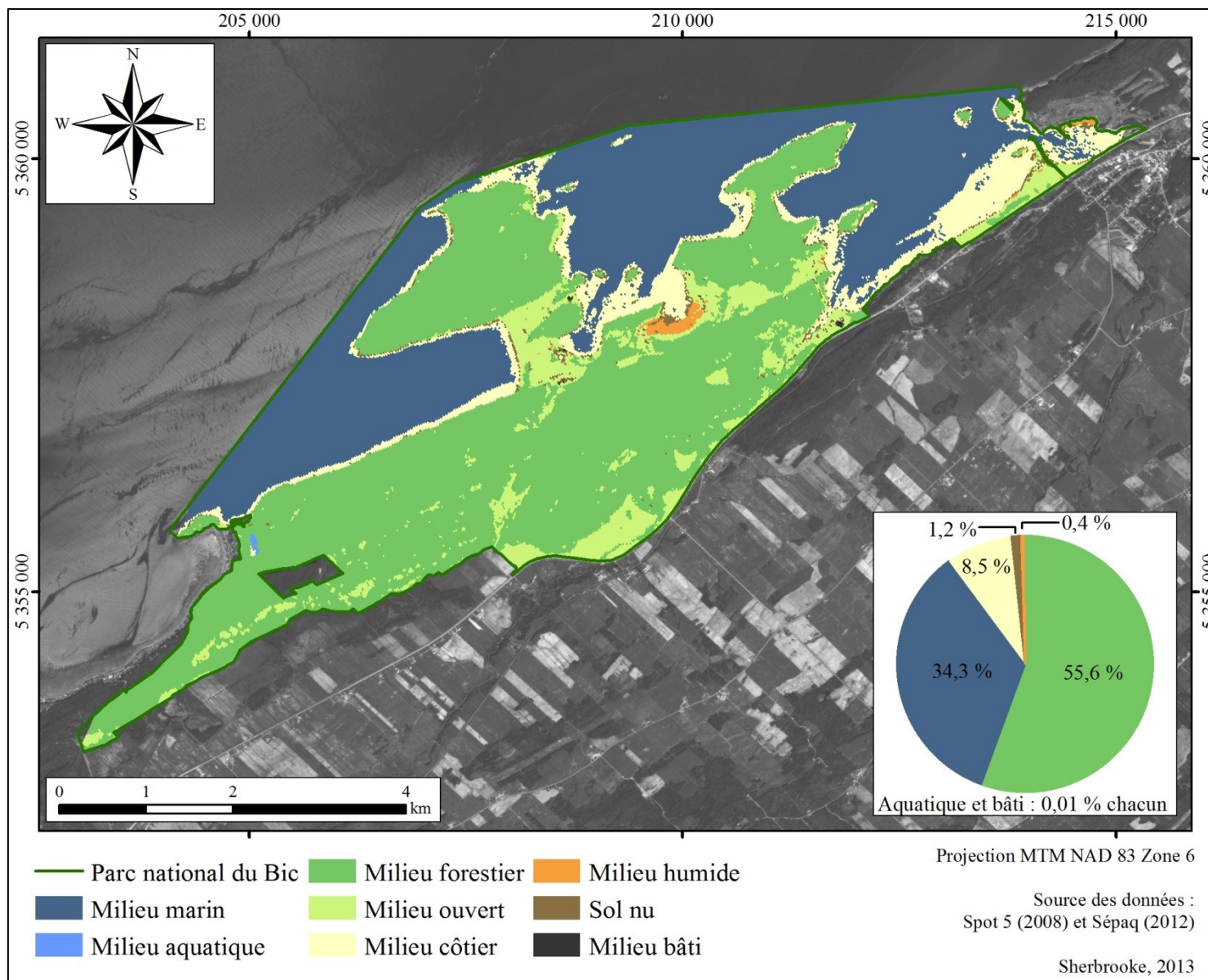


Figure 13 - Cartographie des grands écosystèmes du parc national du Bic.

Tableau 30 - Matrice de confusion issue de la cartographie des grands écosystèmes du parc national du Bic.

	Milieu ouvert	Milieu forestier	Milieu aquatique	Milieu humide	Milieu côtier	Milieu marin	Sol nu	Milieu bâti	Total
Milieu ouvert	39	0	0	2	0	0	0	0	41
Milieu forestier	0	24	0	0	0	0	0	0	24
Milieu aquatique	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Milieu humide	0	0	0	5	4	0	3	0	12
Milieu côtier	0	0	0	0	27	0	7	0	34
Milieu marin	0	0	0	0	0	7	0	0	7
Sol nu	4	0	0	0	0	0	7	0	11
Milieu bâti	0	0	0	0	0	0	0	4	4
Total	43	24	0	7	31	7	17	4	133
Omission	9,3 %	0 %	-	28,8 %	12,9 %	0 %	59 %	0	
Commission	4,9 %	0 %	-	58,3 %	20,6 %	0 %	36 %	0	
Exactitude :	85 %								
Kappa :	81 %								

4.3.2 Pertinence écologique des indicateurs

Évaluation individuelle des indicateurs

Les grilles d'analyse des écosystèmes forestier, aquatique, humide, côtier et marin sont présentées aux tableaux 31 à 35.

Écosystème forestier

En ce qui concerne l'écosystème forestier, neuf des seize entités du modèle conceptuel obtiennent un bilan positif. Les entités « Carnivores » et « Plantes et arbres », deux composantes écologiques, obtiennent toutes deux les pointages les plus élevés (3,5). Elles sont principalement couvertes, directement ou indirectement, par les indicateurs d'état de la biocénose (en vert). Cinq entités obtiennent un bilan de 2,5 : « Espèces exotiques », « Herbivores », « Piétinement par les visiteurs », « Pluie acide et pollution » et « Présence d'infrastructure ». Finalement, les entités « Dérangement par les visiteurs » et « Lumière » obtiennent un bilan de 1,5.

Tableau 31 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème forestier du parc national du Bic.

Écosystème forestier		Indicateurs du parc national du Bic mesurés dans le cadre du PSIE																			Total par entité	Pointage visé	Bilan		
		Type d'entité	Terres en zone périphérique	Suivi des oiseaux nicheurs	EFE	Densité des infrastructures	Espèces exotiques envahissantes	Suivi des chauves-souris	Route d'écoute des anoures	Fragmentation du territoire	Acidité des précipitations	Plantes non indigènes	Sites de camping	Événements anthropiques	Déprédation	Suivi du érigeron compositus	Programme de suivi des marais	IQBP	Emprise des sentiers	Pourcentage de dénaturalisation				Faune benthique	Récolte des myes
Entités du modèle conceptuel	Carnivores	C	0,5	1		0,5	1	1	0,5				0,5	0,5								5,5	2	3,5	
	Plantes et arbres	C			1	0,5	0,5			0,5	0,5	0,5	0,5	1					0,5			5,5	2	3,5	
	Espèces exotiques	S		0,5	0,5	0,5	1	1			1											4,5	2	2,5	
	Herbivores	C	0,5	1		0,5		1	0,5				0,5	0,5								4,5	2	2,5	
	Piétinement par les visiteurs	S			0,5	0,5						1		1				1	0,5			4,5	2	2,5	
	Pluie acide et pollution	S	0,5		0,5		0,5	0,5		1			0,5				0,5			0,5		4,5	2	2,5	
	Présence d'infrastructures	S	1			1			1		0,5			0,5		0,5						4,5	2	2,5	
	Dérangement par les visiteurs	S		0,5		1		0,5	0,5					0,5	0,5							3,5	2	1,5	
	Lumière	C	0,5		1		0,5		0,5		0,5	0,5										3,5	2	1,5	
	Coupe de bois	S	1										0,5									1,5	2	-0,5	
	Litière organique	C								0,5	0,5	0,5										1,5	2	-0,5	
	Changements climatiques	S		0,5				0,5														1	2	-1	
	Humus et sol minéral	C								0,5												0,5	2	-1,5	
	Chasse et piégeage	S																				0	2	-2	
	Contrôle des incendies	S																				0	2	-2	
Décomposeurs	C																				0	2	-2		
Total par indicateur			4	3,5	3,5	3,5	3	3	3	3	2,5	2,5	2,5	2	2	2	1,5	1	1	1	0,5	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 32 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème aquatique du parc national du Bic.

		Indicateurs du parc national du Bic mesurés dans le cadre du PSIE																		Total par entité	Pointage visé	Bilan		
		Type d'entité	Faune benthique	IQBP	Espèces exotiques envahissantes	Acidité des précipitations	Route d'écoute des anoures	Événements anthropiques	Pourcentage de dénaturalisation	Terres en zone périphérique	Déprédation	Suivi des chauves-souris	Densité des infrastructures	Fragmentation du territoire	Programme de suivi des marais	Plantes non indigènes	Suivi des oiseaux nicheurs	Suivi du érigeron compositus	EFE				Récolte des myes	Emprise des sentiers
Entités du modèle conceptuel	Consommateurs secondaires	C	1		1	0,5				0,5		1	0,5									5,5	2	3,5
	Qualité, quantité et zones d'eau	C	0,5	1		0,5	1	0,5	0,5													4,5	2	2,5
	Bassin versant	S	1	1		0,5	0,5		1													4	2	2
	Phytoplancton et plantes aquatiques	C	0,5	1	1	0,5		0,5	0,5													4	2	2
	Consommateurs primaires	C	1	0,5			0,5	0,5			0,5											3	2	1
	Présence d'infrastructures	S	0,5		0,5				1			1										3	2	1
	Acidification et pollution de l'air et de l'eau	S	0,5	0,5		1	0,5															2,5	2	0,5
	Dépôt benthique	C	1			0,5																1,5	2	-0,5
	Castors	C								1												1	2	-1
	Décomposeurs	C	0,5			0,5																1	2	-1
	Espèces exotiques	S			1																	1	2	-1
	Lumière	C		1																		1	2	-1
	Plantes terrestres	C	0,5	0,5																		1	2	-1
	Chasse, pêche et piégeage	S			0,5																	0,5	2	-1,5
	Dérangement par les visiteurs	S						0,5														0,5	2	-1,5
	Masses d'œufs de poissons	C				0,5																0,5	2	-1,5
	Changements climatiques	S																				0	2	-2
	Originaux et cerfs	C																				0	2	-2
Total par indicateur			7	5,5	4	3,5	3,5	2,5	2,5	1,5	1	1	1	1	0,5	0	0	0	0	0	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 33 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème humide du parc national du Bic.

		Indicateurs du parc national du Bic mesurés dans le cadre du PSIE																	Total par entité	Pointage visé	Bilan				
		Type d'entité	Faune benthique	Programme de suivi des marais	Route d'écoute des anoures	Espèces exotiques envahissantes	Suivi des oiseaux nicheurs	Événements anthropiques	Suivi des chauves-souris	Fragmentation du territoire	Pourcentage de dénaturalisation	Déprédation	Densité des infrastructures	Terres en zone périphérique	Acidité des précipitations	IQBP	Plantes non indigènes	Suivi du érigeron compositus				EFE	Récolte des myes	Emprise des sentiers	Sites de camping
Entités du modèle conceptuel	Présence d'infrastructures et barrages	S	0,5	0,5	0,5				1	1	0,5	1	1										6	2	4
	Qualité et quantité d'eau	C	1	0,5	1		0,5	0,5		0,5			0,5	0,5	1								6	2	4
	Carnivores terrestres	C		1	1		1		1	0,5	0,5												5	2	3
	Herbivores aquatiques	C	1	1	0,5	0,5	0,5			0,5	0,5												4,5	2	2,5
	Pluie acide et pollution	S	0,5		0,5		1	0,5					0,5	1	0,5								4,5	2	2,5
	Carnivores aquatiques	C	1	1		0,5	0,5			0,5	0,5												4	2	2
	Herbivores terrestres	C		1	1		1			0,5	0,5												4	2	2
	Phytoplancton, plantes flottantes et submergées	C	0,5	0,5		1		0,5			0,5			0,5	0,5								4	2	2
	Plantes terrestres et émergentes	C	0,5	0,5		1		0,5			0,5	0,5											3,5	2	1,5
	Bassin versant	S	1					0,5					1		0,5								3	2	1
	Dérangement par les visiteurs	S		0,5			0,5		0,5	0,5	0,5	0,5											3	2	1
	Espèces exotiques	S				1	0,5		1			0,5											3	2	1
	Substrat (milieu terrestre)	C						0,5			0,5			0,5									1,5	2	-0,5
	Changements climatiques	S			0,5		0,5																1	2	-1
	Piétinements par les visiteurs	S								0,5	0,5												1	2	-1
	Chasse, pêche et piégeage	S		0,5																			0,5	2	-1,5
	Dépôt benthique	C	0,5																				0,5	2	-1,5
Cueillette	S																					0	2	-2	
Total par indicateur			6,5	6,5	5	4,5	4,5	3,5	3,5	3,5	3	3	3	2,5	2,5	0	0	0	0	0	0	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 34 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème côtier du parc national du Bic.

Écosystème côtier		Indicateurs du parc national du Bic mesurés dans le cadre du PSIE																		Total par entité	Pointage visé	Bilan			
		Type d'entité	Récolte des myes	Programme de suivi des marais	Acidité des précipitations	Terres en zone périphérique	Événements anthropiques	Densité des infrastructures	Faune benthique	IQBP	Espèces exotiques envahissantes	Suivi des chauves-souris	Fragmentation du territoire	Pourcentage de dénaturalisation	Plantes non indigènes	Déprédation	Suivi des oiseaux nicheurs	Route d'écoute des anoures	Suivi du érigeron compositus				EFE	Emprise des sentiers	Sites de camping
Entités du modèle conceptuel	Pollution	S	0,5		1	0,5	1		0,5	0,5													4	2	2
	Bassin versant	S				1		0,5	0,5			0,5											2,5	2	0,5
	Développement côtier	S				0,5	0,5	1					0,5										2,5	2	0,5
	Herbivores terrestres et marins	C	1	1																			2	2	0
	Carnivores terrestres et marins	C		1							0,5												1,5	2	-0,5
	Dérangement par les visiteurs	S		0,5			0,5																1	2	-1
	Espèces exotiques	S								1													1	2	-1
	Pêche et récolte	S	1																				1	2	-1
	Sol et substrat	C	0,5		0,5																		1	2	-1
	Changements climatiques	S		0,5																			0,5	2	-1,5
	Eau	C	0,5																				0,5	2	-1,5
	Plantes côtières, algues et phytoplancton	C			0,5																		0,5	2	-1,5
	Lumière	C																					0	2	-2
	Matière en décomposition	C																					0	2	-2
Total par indicateur			3,5	3	2	2	1,5	1,5	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0			

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressor (S)

Tableau 35 - Grille d'analyse de l'évaluation écologique des indicateurs de l'écosystème marin du parc national du Bic.

		Indicateurs du parc national du Bic mesurés dans le cadre du PSIE																		Total par entité	Pointage visé	Bilan			
		Type d'entité	Événements anthropiques	Programme de suivi des marais	Espèces exotiques envahissantes	Densité des infrastructures	Terres en zone périphérique	Acidité des précipitations	Récolte des myes	Faune benthique	IQBP	Plantes non indigènes	Déprédation	Suivi des oiseaux nicheurs	Suivi des chauves-souris	Route d'écoute des anoures	Suivi du érigeron compositus	EFE	Fragmentation du territoire				Emprise des sentiers	Sites de camping	Pourcentage de dénaturalisation
Entités du modèle conceptuel	Pollution	S	1			0,5	0,5	0,5															2,5	2	0,5
	Développement côtier	S				1	0,5																1,5	2	-0,5
	Consommateurs secondaires et tertiaires	C		1																			1	2	-1
	Espèces exotiques	S			1																		1	2	-1
	Changements climatiques	S		0,5																			0,5	2	-1,5
	Dérangement par les visiteurs et la navigation	S		0,5																			0,5	2	-1,5
	Exploitation pétrolière	S		0,5																			0,5	2	-1,5
	Phytoplancton, algues et plantes marines	C		0,5																			0,5	2	-1,5
	Aquaculture	S																					0	2	-2
	Consommateurs primaires	C																					0	2	-2
	Décomposeurs	C																					0	2	-2
	Dépôt benthique et matière en suspension	C																					0	2	-2
	Lumière	C																					0	2	-2
	Masses d'œufs de poissons et larves	C																					0	2	-2
	Pêche et récolte	S																					0	2	-2
	Plancher océanique et géomorphologie côtière	C																					0	2	-2
	Qualité, profondeur, dynamique et stratification de l'eau	C																					0	2	-2
	Total par indicateur			2	2	1	1	1	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). Légende des types d'entités : composante écologique (C) ou stressleur (S)

Le bilan des six entités qui obtiennent un bilan négatif varie entre - 0,5 (« Coupe de bois » et « Litière organique ») et - 2 (« Chasse et piégeage », « Contrôle des incendies » et « Décomposeurs »). Les mêmes entités que pour les parcs de Frontenac et de la Jacques-Cartier se retrouvent parmi elles, dont les entités reliées au sol (« Litière organique », « Humus et sol minéral » et « Décomposeurs »).

Les indicateurs liés à l'organisation spatiale du territoire sont ceux obtenant les pointages les plus élevés. Ils fournissent de l'information sur plusieurs entités du modèle conceptuel. Le bilan des indicateurs liés à l'état de la biocénose varie en fonction des espèces suivies. À l'exception de l'indicateur de suivi des sites de camping, les indicateurs liés à la qualité des infrastructures obtiennent de faibles pointages, tout comme les indicateurs de qualité de l'eau.

Écosystème aquatique

Sept des dix-huit entités du modèle (trois stressseurs et quatre composantes) obtiennent un bilan positif variant entre 3,5 et 0,5. L'entité « Consommateurs secondaires » est la plus mesurée (5,5). Elle est assez générale et englobe plusieurs espèces animales pouvant être mesurées par les indicateurs. Pour les entités qui ne sont pas suffisamment couvertes, six obtiennent un bilan de - 0,5 ou - 1. Les deux indicateurs obtenant les pointages les plus élevés sont liés à la qualité de l'eau. Ainsi, l'indicateur de faune benthique obtient un pointage de 7, tandis que l'IQBP obtient 5,5. Sept indicateurs obtiennent un pointage nul. Ce sont majoritairement des indicateurs concernant le suivi d'espèces forestières ou d'infrastructures.

Écosystème humide

Douze des dix-huit entités de l'écosystème humide sont suffisamment couvertes par les indicateurs du parc. Leur bilan varie entre 1 et 4. Les six entités qui ne sont pas suffisamment prises en compte sont « Substrat », « Changements climatiques », « Piétinement par les visiteurs », « Chasse, pêche et piégeage », « Dépôt benthique » et « Cueillette ». Leur bilan varie de - 0,5 à - 2. Des remarques similaires à celles des deux autres parcs pour l'écosystème humide s'appliquent. Ainsi, les entités liées au sol (« Substrat » et « Dépôt benthique ») ne sont pas suffisamment couvertes. Il en est de même pour « Changements climatiques ».

Écosystème côtier

Quatorze entités composent le modèle conceptuel de l'écosystème côtier. De ce nombre, seulement quatre obtiennent un bilan positif : « Pollution », « Bassin versant », « Développement côtier » et « Herbivores terrestres et marins ». Le bilan le plus élevé (2) est obtenu par « Pollution ». Les autres entités ont une valeur de bilan variant entre 0 et 0,5. Ce sont les indicateurs de suivi de l'acidité des précipitations et des événements anthropiques qui permettent de mesurer directement la pollution en milieu côtier.

La valeur des dix entités dont le bilan est négatif varie entre -0,5 et -2. Le pointage est généralement obtenu par des mesures indirectes des entités par les indicateurs. Trois exceptions peuvent être observées. L'indicateur de programme de suivi des marais permet une mesure directe de l'entité « Carnivores terrestres et marins ». L'indicateur de suivi des espèces exotiques envahissantes permet le suivi de l'entité du même nom. Finalement, l'indicateur de récolte des myes permet de suivre directement l'entité « Pêche et récolte ».

Deux indicateurs se démarquent pour le pointage obtenu. L'indicateur de suivi de la récolte de myes obtient un pointage de 3,5. Il est spécifiquement choisi pour le suivi des entités en milieu côtier. Il en est de même pour l'indicateur de suivi des marais qui obtient un pointage de 3. Globalement, les indicateurs liés au paramètre d'organisation spatiale du territoire (en mauve) sont ceux qui obtiennent les pointages les plus élevés. L'indicateur de suivi des terres en zone périphérique obtient une valeur de 2, tout comme l'indicateur de densité des infrastructures. Pour sa part, l'indicateur de fragmentation du territoire obtient une valeur de 0,5. Finalement, les trois indicateurs de qualité des infrastructures (rose) obtiennent des pointages de 0 ou 0,5.

Écosystème marin

Une seule des dix-sept entités du modèle conceptuel est suffisamment mesurée par les indicateurs du parc. Il s'agit de « Pollution », qui obtient un bilan de 0,5. Celle-ci est mesurée directement par un indicateur (événements anthropiques), et indirectement par trois autres. Au total, quatre indicateurs permettent une mesure directe des entités de l'écosystème marin et huit, une mesure indirecte. Ce sont plus de la moitié (neuf sur dix-sept) des entités du modèle

qui ne sont mesurées par aucun des indicateurs en place. Parmi les vingt indicateurs, seulement sept permettent de fournir de l'information sur les entités du modèle conceptuel de l'écosystème marin. Ceux obtenant les meilleurs pointages sont les indicateurs d'évènements anthropiques et de programme de suivi des marais. Ils obtiennent tous deux un pointage de 2. Trois autres indicateurs obtiennent un pointage de 1 et deux autres un pointage de 0,5.

Valeur de l'ensemble d'indicateurs

La figure 14 présente les résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc. Puisque la plupart d'entre eux sont les mêmes que ceux suivis aux parcs nationaux de Frontenac et de la Jacques-Cartier, les résultats sont semblables : les attributs de composition et de fonction sont bien mesurés, particulièrement à l'échelle écosystème et communauté, tandis que l'attribut de structure est couvert par deux indicateurs à l'échelle région et paysage.

	Composition	Structure	Fonction
Région et paysage	2	2	1 2
Écosystème et communauté	6 1		3 2
Population et espèce	1		2

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). La taille des cercles est proportionnelle au nombre d'indicateurs.

Figure 14 - Résultats de l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs du parc national du Bic en fonction des principales caractéristiques associées aux attributs d'intégrité écologique pour différentes échelles écosystémiques.

4.3.3 Pertinence statistique des indicateurs

Le tableau 36 présente les dix indicateurs du parc national du Bic ayant fait l'objet d'une évaluation statistique. Comme pour les deux autres parcs, seuls les sites d'échantillonnage de l'indicateur d'état des sites de camping ont été sélectionnés aléatoirement.

Tableau 36 - Principales caractéristiques d'échantillonnage des dix indicateurs du parc national du Bic faisant l'objet d'une évaluation statistique.

	Indicateur	Unité de mesure	Changement à déceler	Fréquence de suivi	Nb de sites permanents	Revisite intra annuelle
Qualité de l'eau	Faune benthique	Indice [1,20]	0,2	3 ans	2	1
	IQBP	Indice [0,100]	1	1 an	1	6
État de la biocénose	Plantes non indigènes	Fréquence relative de présence	5 %	2 ans	60	1
	Suivi des oiseaux nicheurs	Nb d'espèces par station	2 %	5 ans	7	2
	Suivi des chauves-souris	Indice de Shannon-Weaver modifié	2 %	3 ans	20	3
	Route d'écoute des anoues	Indice de Shannon-Weaver modifié	2 %	1 an	10	3
	Programme de suivi des marais	Nb d'espèces par station	2 %	1 an	3	2
	Récolte des myes	Indice	2 %	1 an	8	1
Qualité des infrastructures	Emprise des sentiers	Largeur (cm)	2 %	1 an	4	1
	Sites de camping	Indice [0, 10]	0,1	1 an	42	1

Pour une période de suivi de 10 ans (tableaux 37 et 39) et un changement annuel de 2 % ($\alpha = 0,10$), huit indicateurs obtiennent une puissance faible et deux une puissance élevée. Les résultats sont semblables pour une valeur de $\alpha = 0,20$, à l'exception de l'indicateur d'état des sites de camping qui passe d'une puissance faible à élevée. En considérant plutôt un changement annuel à déceler de 5 % ($\alpha = 0,10$) la puissance statistique est faible pour quatre indicateurs, moyenne pour trois et élevée pour trois autres. Pour une valeur de $\alpha = 0,20$ et ce même changement de 5 %, trois indicateurs ont une puissance statistique faible, deux une puissance moyenne et cinq une puissance élevée.

Tableau 37 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 10 ans des indicateurs du parc national du Bic.

Indicateur	Puissance statistique sur 10 ans							
	$\alpha = 0,20$				$\alpha = 0,10$			
	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %
Faune benthique	24 %	27 %	55 %	87 %	12 %	14 %	35 %	69 %
IQBP	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Plantes non indigènes	97 %	100 %	100 %	100 %	95 %	99 %	100 %	100 %
Suivi des oiseaux nicheurs	37 %	44 %	87 %	100 %	23 %	30 %	79 %	99 %
Suivi des chauves-souris	34 %	40 %	82 %	99 %	21 %	27 %	72 %	98 %
Route d'écoute des anoues	23 %	29 %	33 %	59 %	12 %	12 %	19 %	46 %
Programme de suivi des marais	20 %	22 %	25 %	38 %	11 %	11 %	14 %	25 %
Récolte des myes	20 %	21 %	28 %	51 %	10 %	11 %	16 %	35 %
Emprise des sentiers	64 %	78 %	100 %	100 %	48 %	66 %	99 %	100 %
Sites de camping	28 %	33 %	76 %	99 %	16 %	21 %	64 %	97 %

Légende des polices utilisées : puissance statistique faible (inférieure à 50 %) en rouge, moyenne (supérieure ou égale à 50 % et inférieure à 80 %) en noir normal et élevée (supérieure ou égale à 80 %) en noir gras.

Sur une période de 20 ans (tableaux 38 et 39) et un changement annuel de 2 % ($\alpha = 0,10$), quatre indicateurs ont une puissance faible tandis que trois indicateurs ont une puissance moyenne et le même nombre une puissance élevée. Pour une valeur de $\alpha = 0,20$, la puissance statistique de l'indicateur de route d'écoute des anoues passe de faible à moyenne. En considérant plutôt un changement à déceler de 5 % ($\alpha = 0,10$), la puissance est faible pour un indicateur, moyenne pour deux et élevée pour 7 autres. Pour une valeur de $\alpha = 0,20$, la puissance statistique de l'indicateur de programme de suivi des marais passe de faible à moyenne. Elle demeure inchangée pour les autres indicateurs.

Tableau 38 - Résultats du calcul de puissance statistique sur une période de 20 ans des indicateurs du parc national du Bic.

Indicateur	Puissance statistique sur 20 ans							
	$\alpha = 0,20$				$\alpha = 0,10$			
	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %	- 2 %	2 %	- 5 %	5 %
Faune benthique	57 %	87 %	98 %	100 %	38 %	72 %	93 %	100 %
IQBP	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Plantes non indigènes	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Suivi des oiseaux nicheurs	77 %	98 %	100 %	100 %	66 %	95 %	100 %	100 %
Suivi des chauves-souris	74 %	96 %	100 %	100 %	62 %	93 %	100 %	100 %
Route d'écoute des anoues	31 %	53 %	76 %	100 %	19 %	40 %	66 %	100 %
Programme de suivi des marais	25 %	35 %	51 %	100 %	13 %	22 %	37 %	99 %
Récolte des myes	26 %	45 %	70 %	100 %	15 %	31 %	57 %	100 %
Emprise des sentiers	100 %	100 %	100 %	100 %	89 %	100 %	100 %	100 %
Sites de camping	77 %	98 %	100 %	100 %	66 %	96 %	100 %	100 %

Légende des polices utilisées : puissance statistique faible (inférieure à 50 %) en rouge, moyenne (supérieure ou égale à 50 % et inférieure à 80 %) en noir normal et élevée (supérieure ou égale à 80 %) en noir gras.

Tableau 39 - Résultats simplifiés du calcul de puissance statistique des indicateurs du parc national du Bic.

	Nombre d'indicateurs		
	Faible ($1 - \beta < 50 \%$)	Moyenne ($50 \% \leq 1 - \beta < 80 \%$)	Élevée ($1 - \beta \geq 80 \%$)
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,20$	7	1	2
10 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	3	2	5
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	8	0	2
10 ans, - 5 %, $\alpha = 0,10$	4	3	3
20 ans, - 2 %, $\alpha = 0,20$	3	4	3
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	0	3	7
20 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	4	3	3
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,10$	1	2	7

4.3.4 Intégration des résultats des trois axes méthodologiques

Le tableau 40 présente la grille synthèse du parc national du Bic. À l'échelle du parc, l'indicateur de suivi de la faune benthique est celui obtenant le total le plus élevé (15). Il permet de mesurer des entités présentes à la fois dans les écosystèmes aquatique et humide du parc. Ce résultat est similaire à ceux obtenus pour les deux autres parcs de la zone d'étude. Au total, les écosystèmes aquatiques et humides, pour lesquels l'indicateur est particulièrement

efficace, comptent pour moins de 0,5 % de la superficie du parc. Les autres indicateurs obtiennent des pointages totaux variant entre 13,5 et 1. Neuf des vingt indicateurs obtiennent un pointage supérieur ou égal à 10. Parmi ceux-ci, certains mesurent des entités de tous les écosystèmes du parc. L'indicateur de suivi des événements anthropiques en est un exemple. Il obtient un pointage variant entre 1,5 et 3,5 pour chacun des cinq écosystèmes. Son total de 11,5 est un des plus élevés du groupe d'indicateurs. L'indicateur de route d'écoute des anoues est plus spécifique. Il obtient aussi un pointage total de 11,5, mais celui-ci est réparti sur les écosystèmes forestier, aquatique et humide. Combinés, ces écosystèmes correspondent à environ 56 % de la superficie du parc. À l'opposé, l'indicateur de récolte de myes est spécifique aux écosystèmes côtier et marin. Malgré son pointage total relativement faible (4), il est le seul à se concentrer uniquement sur ces écosystèmes.

Les indicateurs d'organisation spatiale du territoire (en mauve) obtiennent des pointages variant entre 8 et 11,5. Ils sont efficaces pour les écosystèmes forestier, terrestre et humide. Les indicateurs de qualité des infrastructures (en rose), à l'exception de l'indicateur de pourcentage de dénaturalisation des berges (7,5), obtiennent des pointages faibles. La comparaison avec les données du PAH est cohérente. Une gradation globale des valeurs du PAH, corrélée négativement par rapport aux pointages des indicateurs, se remarque.

En considérant les valeurs d'échantillonnage les plus contraignantes, deux indicateurs obtiennent une puissance statistique élevée (IQBP et plantes non indigènes). La puissance des huit autres indicateurs est faible. En considérant plutôt les valeurs les moins contraignantes, sept indicateurs ont une puissance statistique élevée et trois une puissance moyenne.

L'écosystème forestier est dominant (55,6 % de la superficie). Il obtient un total de 45 points, ce qui correspond au deuxième total le plus élevé. De la même manière que pour les deux autres parcs, c'est l'écosystème humide qui obtient le total le plus élevé. Par contre, sa superficie est limitée (0,4 %). L'écosystème aquatique obtient lui aussi un pointage élevé (34,5) malgré une superficie inférieure à 1 %. Les écosystèmes côtier (18) et marin (8) obtiennent les plus faibles pointages. Mis ensemble, ils constituent près de 43 % de la superficie du parc.

Tableau 40 - Grille synthèse des résultats de l'application du BIOPSIE sur le parc national du Bic.

Écosystème	Indicateurs du parc national du Bic mesurés dans le cadre du PSIE																				Total par écosystème	Superficie (%)
	Faune benthique	Espèces exotiques envahissantes	Programme de suivi des marais	Événements anthropiques	Route d'écoute des anoures	Terres en zone périphérique	Acidité des précipitations	IQBP	Densité des infrastructures	Suivi des oiseaux nicheurs	Suivi des chauves-souris	Fragmentation du territoire	Pourcentage de dénaturalisation	Déprédation	Récolte des myes	EFE	Plantes non indigènes	Sites de camping	Suivi du érigeron compositus	Emprise des sentiers		
Forestier	0,5	3	1,5	2	3	4	2,5	1	3,5	3,5	3	3	1	2	0	3,5	2,5	2,5	2	1	45	55,6
Aquatique	7	4	0,5	2,5	3,5	1,5	3,5	5,5	1	0	1	1	2,5	1	0	0	0	0	0	0	34,5	0,01
Humide	6,5	4,5	6,5	3,5	5	3	2,5	2,5	3	4,5	3,5	3,5	3,5	3	0	0	0	0	0	0	55	0,4
Côtier	1	1	3	1,5	0	2	2	1	1,5	0	0,5	0,5	0,5	0	3,5	0	0	0	0	0	18	8,5
Marin	0	1	2	2	0	1	0,5	0	1	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	8	34,3
Total par indicateur	15	13,5	13,5	11,5	11,5	11,5	11	10	10	8	8	8	7,5	6	4	3,5	2,5	2,5	2	1		
Résultat du PAH	1	2	1*	1	2	1	2	1	1	1	2	1	2*	3	-	2	2	3	-	3		
Puissance (%)																						
10 ans, - 2 %, $\alpha = 0,10$	12	-	11	-	12	-	-	100	-	23	21	-	-	-	10	-	95	16	-	48		
20 ans, - 5 %, $\alpha = 0,20$	98	-	51	-	76	-	-	100	-	100	100	-	-	-	70	-	100	100	-	100		

Légende des couleurs d'indicateurs : paramètre de qualité de l'air (bleu pâle), de qualité de l'eau (bleu foncé), d'état de la biocénose (vert), d'organisation spatiale du territoire (mauve) et de qualité des infrastructures (rose). *Indique la valeur du PAH pour un indicateur écologiquement semblable à celui du tableau. Une valeur de PAH de 1 représente un indicateur possédant une meilleure puissance écologique qu'un indicateur ayant une valeur de 3.

5. Discussion

5.1 Parcs de la zone d'étude

5.1.1 Parc national de Frontenac

La cartographie obtenue est intéressante, dans la mesure où elle permet l'identification de plusieurs milieux humides présents dans la partie sud du parc. Actuellement, ces milieux humides, écologiquement importants pour le parc, ne sont échantillonnés pour aucun des indicateurs suivis. Par exemple, l'indicateur de suivi des orchidées de tourbières est échantillonné uniquement dans la tourbière de grande superficie située dans le secteur nord du parc. Il est donc difficile pour les gestionnaires d'inférer les résultats de cet indicateur à l'ensemble des milieux humides du parc.

La cartographie des écosystèmes du parc permet aussi de confirmer la grande superficie de l'écosystème forestier, qui couvre près de 84 % du territoire. En effet, celui-ci donne au parc national de Frontenac un caractère singulier. Conséquemment, une attention particulière devrait être portée quant au choix d'indicateurs qui y sont suivis. Actuellement, les indicateurs d'EFE et de suivi des plantes non indigènes sont les seuls à être spécifiques à cet écosystème.

L'analyse de puissance statistique effectuée permet de souligner la forte influence de l'écart-type sur le calcul de la puissance; une faible variance permet une puissance statistique plus élevée (Gibbs and Ene, 2010). Cette influence se remarque particulièrement pour l'indicateur de niveau d'eutrophisation des lacs. Les mesures de transparence de l'eau qui y sont associées, et qui ont servi au calcul de la puissance, ont une faible variance. Cela explique principalement la puissance statistique élevée de cet indicateur. L'autre élément pouvant l'expliquer est le fait qu'il soit échantillonné six fois annuellement, ce qui correspond à une fréquence de revisite élevée. D'ailleurs, il pourrait être possible de diminuer cette fréquence de revisite, et ainsi de libérer des ressources pouvant être allouées à d'autres indicateurs, sans pour autant compromettre l'atteinte d'une puissance statistique élevée. Les indicateurs de concentration de phosphore et de concentration de coliformes fécaux, également mesurés au parc de Frontenac, bénéficient aussi de la même fréquence de revisite. Toutefois, leurs mesures possèdent une variance très élevée, qui peut varier fortement en fonction des épisodes

de pluies du bassin versant (Cassidy and Jordan, 2011). Par conséquent, ces indicateurs ont une puissance statistique faible, même en situation d'échantillonnage permissive. Pour y remédier, les gestionnaires ont la possibilité d'encadrer les procédures d'échantillonnage au maximum afin de limiter cette variance. À l'opposé, ils pourraient également décider que les ressources nécessaires à l'atteinte d'une puissance statistique élevée ne valent pas les renseignements fournis par ces indicateurs et investir ces ressources autrement.

Une autre option consiste à utiliser un IQBP au lieu des mesures absolues de phosphore et de coliformes fécaux. La valeur d'IQBP dépend d'un nombre de paramètres variant généralement entre quatre et dix. Les valeurs d'échantillonnage obtenues à partir de ces paramètres sont converties en sous-indices, qui sont ensuite utilisés pour le calcul d'IQBP (Hébert, 1996). Pour le calcul de puissance statistique, l'utilisation de l'IQBP est plus souple que celle des données brutes des différents paramètres qui le composent. La variance observée lors de l'échantillonnage est réduite par l'utilisation de sous-indices. Les indicateurs d'eutrophisation des lacs (transparence de l'eau), de phosphore et de coliformes fécaux, tous mesurés individuellement au parc de Frontenac, sont autant de paramètres qui pourraient être utilisés avec l'IQBP. Les paramètres qui pourraient être ajoutés concernent la demande biologique en oxygène, la saturation en oxygène, l'azote ammoniacal, les nitrites et nitrates, la chlorophylle a totale, le pH et les matières en suspension. À titre comparatif, un IQBP à six paramètres est utilisé au parc du Bic. Un seul site sur le cours d'eau principal est échantillonné six fois par année, ce qui correspond à la même fréquence de revisite intra-annuelle que les indicateurs du parc de Frontenac. Or, la puissance statistique atteinte au parc du Bic est de 100 %, même en situation d'échantillonnage contraignante. L'utilisation de l'IQBP et la procédure en place au parc national du Bic pourraient être considérées afin de bonifier le suivi de la qualité de l'eau du parc national de Frontenac.

Pour ce qui est des autres indicateurs échantillonnés au parc national de Frontenac, les causes de faible puissance statistique sont variées. Par exemple, la faible puissance statistique de l'indicateur d'état de la faune benthique est attribuable au fait que l'échantillonnage est réalisé une seule fois par année. Doubler sa fréquence de revisite intra annuelle permettrait l'atteinte d'une puissance statistique supérieure à 80 % (5 %, $\alpha = 0,20$).

5.1.2 Parc national de la Jacques-Cartier

La cartographie produite souligne la problématique de l'accessibilité du territoire. Avec ses 670 km², le parc national de la Jacques-Cartier est l'un des plus vastes du réseau. Bien que n'apparaissant pas sur la cartographie, quatre voies de communication principales le parcourent. La plus importante est la route de la vallée, qui longe le côté est de la rivière Jacques-Cartier. Trois autres routes, difficilement carrossables par endroits, permettent l'accès aux plateaux à l'est du parc. En plus des voies de communication limitées, le relief accidenté du parc amplifie la problématique d'accessibilité du territoire. Ces deux contraintes ajoutent au défi d'échantillonnage des indicateurs. Elles ont également été expérimentées lors de la validation terrain effectuée dans le cadre du projet où certains points de validation générés avant la visite n'ont pu être validés.

L'évaluation écologique des indicateurs révèle que l'entité « lumière » de l'écosystème aquatique est la seule à ne pas être mesurée par les indicateurs du parc. Or, il serait relativement simple et peu coûteux d'y remédier si les gestionnaires déterminent que c'est un enjeu suffisamment important au parc national de la Jacques-Cartier. L'ajout d'un indicateur lié à l'eutrophisation des lacs, en mesurant par exemple la transparence de l'eau, est une piste de solution. Une méthodologie adaptée existe déjà dans d'autres parcs du réseau, incluant le parc national de Frontenac. De plus, les résultats du calcul de puissance statistique de ce même indicateur d'eutrophisation pour le parc de Frontenac démontrent qu'il obtient une puissance statistique élevée grâce à la faible variabilité des mesures qui y sont associées. Les coûts liés à l'échantillonnage sont aussi limités puisque le seul matériel requis, mis à part une embarcation déjà accessible aux employés du parc, est un disque de Secchi. Ainsi, les bénéfices liés à ce nouvel indicateur, tel qu'une meilleure compréhension de l'écosystème aquatique, seraient supérieurs aux coûts liés à son implantation.

L'indicateur de suivi de l'omble chevalier est problématique. Sa puissance statistique atteint au mieux 62 % en situation d'échantillonnage permissive. Les principales raisons sont une forte variabilité des données et le faible effort d'échantillonnage mené. Huit sites sont suivis tous les cinq ans. De plus, il est aussi question d'échantillonner cet indicateur aux huit ans à l'avenir, ce qui aurait pour effet de diminuer davantage la puissance statistique. Pour cet

indicateur, l'échantillonnage est réalisé au moyen de filets maillants et entraîne la mortalité des individus. Pour cette raison, il est difficilement envisageable d'augmenter l'effort d'échantillonnage sans risquer d'affecter la population des lacs échantillonnés, et donc les résultats eux-mêmes. Dans un cas semblable, il devient acceptable de ne pas augmenter l'effort d'échantillonnage (Service de la faune aquatique, 2011). Aucune solution appropriée n'est offerte aux gestionnaires et il est difficilement envisageable de mettre en place un autre type de suivi n'entraînant pas la mortalité des individus. Contrairement à l'omble de fontaine qui fraie en rivière, l'omble chevalier fraie généralement en lac (Bernatchez et Giroux, 2012). Cette caractéristique de l'omble de fontaine permet un suivi directement sur les sites de reproduction, sans prélèvement mortel d'individus, ce qui n'est pas possible pour l'omble chevalier. Les particularités liées à l'échantillonnage de l'indicateur de suivi de l'omble chevalier entraînent une réflexion pour les gestionnaires du parc. Ils ont le choix d'accepter un indicateur écologiquement pertinent, mais permettant au mieux une puissance statistique moyenne, ou d'allouer ces ressources à bonifier d'autres indicateurs du parc.

5.1.3 Parc national du Bic

Le parc national du Bic possède des écosystèmes marin et côtier qui lui donnent un caractère distinctif à l'échelle du réseau. La cartographie de ces deux écosystèmes est toutefois à interpréter avec jugement, car leur superficie relative dépend en partie des marées. Dans ce cas-ci, l'image satellitaire utilisée pour réaliser la cartographie a été acquise en période de marée basse. Cela a pour conséquence d'augmenter la superficie relative de l'écosystème côtier aux dépens de l'écosystème marin. Toutefois, la classification d'une image acquise en période de marée basse est conforme aux recommandations de Klemas (2001). Celui-ci mentionne que pour une cartographie, les images devraient généralement être acquises lorsque la marée est d'au plus 60 cm au-dessus du niveau moyen de la marée basse et ne devraient pas être utilisées lorsqu'elles dépassent de 90 cm ce niveau.

L'évaluation écologique montre que les écosystèmes côtier et marin sont ceux pour lesquels des améliorations sont les plus pressantes. Le nombre d'entités suffisamment mesurées est de quatre sur quatorze pour l'écosystème côtier et d'une sur dix-sept pour l'écosystème marin.

D'ailleurs, plus de la moitié des entités de l'écosystème marin obtiennent un bilan nul de - 2. Mis ensemble, ces deux écosystèmes représentent pourtant près de 43 % de la superficie du parc et les gestionnaires misent en partie sur eux pour intéresser les visiteurs. Les résultats du projet démontrent que les indicateurs, pour la plupart des indicateurs réseau utilisés dans la majorité des parcs, n'ont pas été adaptés à cette réalité. De plus, pour les rares indicateurs qui sont adaptés aux écosystèmes côtier et marin, leurs caractéristiques statistiques ne permettent pas un suivi scientifiquement rigoureux de ces écosystèmes. C'est le cas de l'indicateur de suivi des myes, dont la puissance statistique atteint au mieux 70 % en situation d'échantillonnage permissive. Le PSIE, dans sa forme actuelle, permet difficilement de mesurer l'évolution du niveau d'intégrité écologique de ces deux écosystèmes.

Une piste de solution peu coûteuse pour les gestionnaires consiste à s'inspirer des indicateurs mis en place au parc marin du Saguenay-Saint-Laurent géré en collaboration avec Parcs Canada. Celui-ci utilise une vingtaine d'indicateurs uniquement dédiés aux écosystèmes côtier et marin. Le suivi des algues marines toxiques, du phoque commun, des zones herbacées littorales, de l'oursin vert et des embarcations de plaisance en sont des exemples. Ces indicateurs reflètent des réalités du parc national du Bic et pourraient y être utilisés s'ils cadrent avec les objectifs du PSIE. Les parcs du Fjord-du-Saguenay, d'Anticosti et de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé sont aussi des choix intéressants. L'emprunt d'indicateurs à d'autres parcs du réseau a l'avantage de profiter d'une méthodologie déjà développée et de l'expérience acquise sur le terrain, ce qui devrait permettre de minimiser les coûts afférents. Toutefois, la réflexion pourrait aussi mener au constat que les indicateurs en place dans ces autres parcs ne sont pas adaptés aux réalités locales du Bic. Dans cette éventualité, l'option offerte aux gestionnaires du parc pour la sélection de nouveaux indicateurs est plus conventionnelle et consiste en une revue de littérature sur le sujet. Par exemple, les travaux de Salas *et al.*, (2006), Borja *et al.*, (2009) et Patricio *et al.* (2009) permettent d'amorcer la réflexion et recommandent l'utilisation d'un indicateur de suivi des organismes benthiques pour le milieu côtier. Salas *et al.* (2006) précisent que ces organismes réagissent rapidement aux modifications locales de leur environnement et sont, par conséquent, très appropriés pour un suivi de cet écosystème.

5.2 Ensemble des parcs testés et réseau de la Sépaq

Certains constats réalisés lors de l'application du BIOPSIE se remarquent pour les trois parcs à l'étude et leur connaissance engendre une réflexion applicable à l'ensemble du réseau.

5.2.1 Les modèles conceptuels

L'équilibre entre composantes écologiques et stressseurs mesuré par les indicateurs

Pour l'ensemble des écosystèmes des trois parcs à l'étude, les indicateurs choisis présentent un équilibre entre le nombre de composantes écologiques et de stressseurs mesurés. Cette caractéristique témoigne d'une force des indicateurs en place et pourrait aussi aider à la validation des modèles conceptuels selon la méthode proposée par Parcs Canada (2007). Cette dernière, bien que n'ayant pas encore été mise en pratique, propose d'utiliser la présence de corrélation dans les mesures effectuées par les indicateurs pour valider les liens dans les modèles conceptuels. Or, le fait qu'un nombre semblable de composantes écologiques et de stressseurs soit mesuré rend possible l'utilisation de cette approche puisque ces deux types d'entités sont souvent liés dans les modèles.

Les entités liées au sol

Le manque de couverture des entités liées au sol de l'écosystème forestier s'observe pour les trois parcs testés. Les entités concernées sont « Litière organique », « Humus et sol minéral » et « Décomposeurs ». Les connaissances scientifiques actuelles mentionnent que le sol revêt pourtant une grande importance dans l'intégrité écologique des écosystèmes terrestres (Ritz *et al.*, 2009). Le suivi d'un indicateur lié au sol ou d'une espèce indicatrice dont le cycle de vie en dépend permettrait d'améliorer la couverture de cet écosystème. Par exemple, le suivi de l'acidité du sol fournit de l'information sur les entités liées au sol, mais également sur celles liées à la végétation forestière (Tierney *et al.*, 2009). Les travaux de Dale *et al.* (2008) fournissent d'autres pistes de solutions. Ils mentionnent deux indicateurs, la quantité totale et la concentration du carbone dans le sol, qui témoignent de la majorité du changement du sol dans un écosystème forestier. Ainsi, leur suivi permet une bonne compréhension de

l'écosystème tout en limitant les coûts liés à un nombre supérieur d'indicateurs. Par contre, Graillon (2014), mentionne que la réflexion à propos des indicateurs liés au sol a été menée lors de l'implantation du PSIE. Il mentionne également que bien que l'implantation d'indicateurs liés au sol soit possible, l'interprétation des résultats obtenus à partir de ces indicateurs est difficile. Par exemple, comment lier la vitesse de décomposition ou la présence de nutriments du sol aux activités ayant lieu à l'intérieur des parcs? Pour cette raison, les gestionnaires de la Sépaq n'ont pas inclus ce type d'indicateurs dans le PSIE.

Les changements climatiques

Suffling et Scott (2002) ainsi que Lemieux *et al.* (2011) mentionnent que les gestionnaires d'aires protégées devraient tenir compte des changements climatiques dans leurs pratiques de conservation. En ne procédant pas ainsi, ils risquent d'échouer dans leur mandat de protection du territoire. Berteaux (2014) va encore plus loin et met en doute la définition même de l'intégrité écologique. Il mentionne qu'aucun état n'est susceptible de durer étant donné l'incertitude liée aux changements climatiques appréhendés pour les prochaines décennies. En ce sens, la notion d'intégrité écologique peut demeurer, à condition d'intégrer des éléments de changement climatique (Berteaux, 2014).

Les résultats de l'application du BIOPSIE montrent que l'entité « Changements climatiques », présente dans tous les modèles conceptuels utilisés, obtient toujours un bilan négatif. Dans les meilleurs cas, elle est mesurée indirectement par certains indicateurs. Toutefois, aucun indicateur ne la mesure directement. La mise en place d'un indicateur de suivi météorologique est une piste de solution. Cependant, il faut généralement une période minimale de 30 ans de cueillette de données statistiques sur les paramètres atmosphériques (précipitations, température, ensoleillement, humidité, etc.) avant de pouvoir lier cette information à une modification du climat (Berteaux, 2014). À ce sujet, les données météorologiques actuelles et historiques recueillies par Environnement Canada pourraient être utilisées par la Sépaq. Cette solution offre l'avantage de profiter de données éprouvées et couvrant une longue période de temps sans avoir à mettre en place des infrastructures de cueillettes. Toutefois, le suivi des changements climatiques s'effectue généralement en commençant par l'échelle globale. Passer

ensuite d'un modèle climatique global à un modèle régional est un processus lent et coûteux; les modèles climatiques régionaux étant influencés par des facteurs comme la topographie et la présence de grands lacs (Berteaux, 2014). La connaissance des modifications et prévisions climatiques prévues pour une région ou un parc national n'est pas suffisante pour bonifier le PSIE. Comment lier cette information aux effets sur les espèces suivies et aux mesures attendues des indicateurs? Une piste de solution consiste à passer par une modélisation de l'évolution appréhendée de la niche écologique des espèces suivies. Ces modèles mettent en relation la répartition observée d'une espèce avec des variables environnementales telles que le climat, la topographie et les types de sols (Berteaux, 2014). Or, ces modélisations sont complexes à réaliser et difficilement intégrables au PSIE.

En résumé, l'intégration des changements climatiques au PSIE passe par une connaissance fine des modifications climatiques susceptibles d'affecter chacun des parcs, mais également par la connaissance des réponses des différentes espèces à ces modifications. Cette complexité fait en sorte que le PSIE n'est pas nécessairement le bon outil pour suivre les changements climatiques. Même en implantant des indicateurs de suivi des changements climatiques, les réponses fournies risquent d'être incomplètes sans une étude des conséquences attendues sur les espèces. Malgré tout, les gestionnaires de la Sépaq pourraient consulter les données issues du projet CC-Bio (UQAR, 2014). Celui-ci illustre les résultats des effets potentiels des changements climatiques sur 681 espèces d'amphibiens, d'oiseaux et de plantes. Ces données existantes pourraient aider à l'interprétation de certains résultats issus du PSIE. De plus, des travaux sont actuellement en cours au Québec afin d'évaluer l'impact des changements climatiques sur la gestion des réseaux d'aires protégées (CEF, 2014; Ouranos, 2014). Ceux-ci pourraient éventuellement fournir des pistes de solutions aux gestionnaires de la Sépaq afin d'intégrer cette réalité à leurs pratiques de conservation.

5.2.2 Les indicateurs et l'évaluation écologique

Les indicateurs de qualité des infrastructures

Les grilles synthèses des trois parcs illustrent le fait que les indicateurs de qualité des infrastructures obtiennent généralement les pointages les moins élevés. Ils ressortent donc

comme moins pertinents selon la méthode d'évaluation écologique utilisée par le BIOPSIE. L'exercice de PAH donne des résultats semblables. Une réflexion est à prévoir sur le fondement de ces indicateurs dans le PSIE. Leur suivi fournit possiblement plus d'information sur l'expérience des visiteurs, qui préféreront des sentiers et sites de camping en bon état, que sur l'intégrité écologique des parcs. L'achalandage des sentiers est possiblement une mesure plus appropriée pour suivre l'évolution du niveau d'intégrité écologique des parcs. En ce sens, plusieurs études montrent un lien entre la présence de sentiers et de visiteurs et celle de certaines espèces animales. C'est notamment le cas de certains grands mammifères (Taylor and Knight, 2003; Wiersma *et al.*, 2004; McKinney, 2005) et de certaines espèces d'oiseaux (Miller *et al.*, 2001). De plus, l'entité « Dérangement par les visiteurs » est présente dans l'ensemble des modèles conceptuels utilisés dans le projet.

Toutefois, les gestionnaires de la Sépaq devraient considérer un autre élément que la seule valeur de pointage obtenue par ces indicateurs afin de statuer sur leur pertinence. Ces indicateurs sont ceux sur lesquels les gestionnaires de la Sépaq ont le plus de contrôle. Par exemple, une dégradation des sites de camping peut témoigner d'un entretien inadéquat ou d'un manque d'encadrement des campeurs, lesquels sont la responsabilité des gestionnaires du parc. À l'opposé, une diminution observée des populations d'oiseaux nicheurs à l'intérieur du parc peut résulter d'une multitude de facteurs autres que la gestion effectuée à l'intérieur du parc, puisque les oiseaux n'y sont pas confinés. Si la contribution de ces indicateurs à mesurer l'évolution du niveau d'intégrité écologique est discutable, ils permettent néanmoins de qualifier les pratiques d'encadrement des visiteurs de la Sépaq.

L'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs

L'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs révèle un constat semblable pour les trois parcs à l'étude : l'attribut de structure est mesuré seulement à l'échelle de région et paysage par deux indicateurs. Les indicateurs en place ne permettent pas de fournir de l'information sur les échelles d'écosystèmes et communauté et de population et espèce et n'offrent pas un portrait complet de l'intégrité écologique des parcs. Pourtant, Lindenmayer *et al.* (2000) mentionnent que l'attribut de structure est souvent le plus simple à mesurer. Dale et Beyeler

(2001) apportent quelques suggestions de paramètres pouvant être mesurés pour améliorer la situation. À l'échelle de l'écosystème et communauté, ils proposent des paramètres concernant le relief, l'hydrographie, le sol ou encore le couvert nival. À l'échelle de la population et espèce, ils suggèrent plutôt la dispersion des individus ou encore les structures démographique ou génétique d'une population. D'un point de vue de gestion, les suggestions à l'échelle de la population et espèce sont pertinentes. Le suivi démographique d'une population, quoique coûteux, cadre avec les objectifs du PSIE pour lequel plusieurs espèces animales sont suivies. Toutefois, les suggestions touchant l'échelle de l'écosystème et communauté sont plus discutables. Le relief d'un parc peut être caractérisé, mais puisqu'il est peu susceptible d'être modifié, son suivi sur une longue période n'est probablement pas pertinent. Par contre, le suivi du couvert nival semble approprié puisqu'il a une incidence considérable sur le taux de survie hivernale de plusieurs espèces présentes dans les parcs nationaux et suivies dans le PSIE.

5.2.3 Les aspects statistiques

La sélection des sites d'échantillonnage

Seuls les indicateurs de suivi des sites de camping et de qualité des aménagements reliés aux berges (pour le parc national de la Jacques Cartier uniquement) sont échantillonnés aléatoirement. En d'autres termes, la grande majorité des indicateurs suivis ne font pas l'objet d'échantillonnage probabiliste. Par conséquent, l'inférence des résultats à l'ensemble du parc n'est pas automatique comme lors d'échantillonnage probabiliste (Fancy *et al.*, 2009).

Il est difficilement concevable pour les gestionnaires des parcs de modifier l'ensemble des sites d'échantillonnage actuellement utilisés. L'héritage de données est trop important pour ne pas les considérer. Pour certains indicateurs, les mêmes sites sont suivis depuis près de 10 ans. En ce sens, Parcs Canada (2007) reconnaît que cette situation entraîne parfois l'utilisation de sites non conformes d'un point de vue statistique. Cependant, la sélection de sites par tessellation permet d'intégrer les sites d'échantillonnage existants (Theobald *et al.*, 2007), ce qui représente un compromis intéressant pour l'amélioration statistique du PSIE. Cette façon de faire permet une meilleure inférence des résultats à l'ensemble du parc. Utilisé avec une stratification adéquate, l'échantillonnage par tessellation permet de lier la signification

écologique et statistique. Par exemple, les indicateurs portant sur l'écosystème aquatique pourraient être stratifiés selon l'ordre de Strahler (Detenbeck *et al.*, 2005); un cours d'eau d'ordre élevé recevrait une pondération supérieure à un cours d'eau d'ordre faible. De cette manière, tous les cours d'eau auraient une probabilité non nulle et connue d'être échantillonnés, et l'accent serait mis sur les cours d'eau jugés plus importants à l'échelle du parc. Il serait ainsi possible d'inférer les résultats à l'ensemble des cours d'eau du parc. Les indicateurs liés au suivi d'espèces fauniques pourraient aussi être pondérés en accordant une plus grande importance à un secteur particulier, plus susceptible d'abriter ces espèces. Cette stratification pourrait être établie en fonction d'indices de qualité d'habitat (IQH). Au Québec, des IQH ont été développés pour plusieurs espèces animales (Cheveau et Dussault, 2013), dont l'orignal et plusieurs espèces d'oiseaux susceptibles d'être suivis dans le cadre du PSIE. L'échantillonnage par tessellation, permet aussi d'intégrer l'accessibilité des ressources dans le choix des sites d'échantillonnage. Par exemple, il est possible de sélectionner les sites en fonction de la proximité de routes d'accès afin de minimiser les coûts liés aux déplacements. À l'opposé, il est aussi possible de considérer la proximité des voies de communication pour diminuer les probabilités d'échantillonnage. C'est ce qui a été fait lors de la détermination de nouveaux sites d'échantillonnage pour l'indicateur de suivi d'un habitat lacustre du parc national de Frontenac (voir section 4.1.5). En partant de l'hypothèse que la proximité d'une voie de communication nuit aux probabilités d'observer un plus grand nombre d'espèces suivies, les sites situés à 250 m ou moins d'une voie de communication ont obtenu moins de probabilité d'être échantillonnés. Dans ce cas précis, l'accessibilité aux sites n'est pas affectée puisque les déplacements lors de l'échantillonnage sont effectués en canot ou kayak.

Le projet souligne l'intérêt d'une stratification du territoire dans la définition du protocole d'échantillonnage. Toutefois, la méthode d'échantillonnage par tessellation proposée n'est pas la seule à le permettre. S'ils le désirent, les gestionnaires de parcs pourraient aussi opter pour un échantillonnage aléatoire stratifié. Ce dernier permet aussi un échantillonnage représentatif du territoire. Toutefois, Theobald *et al.* (2007), mentionnent que cette méthode peut entraîner une moins bonne répartition spatiale des sites sur le territoire, et conséquemment une augmentation de la variabilité des données, que l'échantillonnage par tessellation.

L'importance du changement à déceler sur la puissance statistique

Les résultats des analyses de puissances statistiques ont démontré que pour neuf des indicateurs testés, considérer un seuil de changement à déceler de 5 % au lieu de 2 % permet l'atteinte d'une puissance statistique élevée, même en situation contraignante d'échantillonnage. Or, la Sépaq a généralement fixé ce seuil à 2 % par année pour la majorité des indicateurs mesurés, sauf pour le suivi des plantes non indigènes, où il est de 5 %. La revue de littérature semble indiquer que ces valeurs sont trop rigoureuses pour être mises en application. Selon Smith (2004) ainsi que Gibbs et Ene (2010), une valeur de 2 % est faible et rend difficile l'atteinte d'une puissance statistique suffisante, tandis qu'une valeur de 5 % est plus réaliste dans un contexte de surveillance écologique. En ce sens, l'exercice actuellement mené par la Sépaq pour mieux définir le seuil de changement des indicateurs revêt une grande importance. Si le seuil est revu à la hausse, il pourrait permettre à une majorité d'indicateurs d'obtenir une puissance statistique élevée. Les réflexions d'optimisation des protocoles d'échantillonnage pourraient alors être orientées vers les indicateurs plus problématiques.

La période de suivi

Étroitement liée à l'importance du changement à déceler, la période de suivi a également un impact majeur sur les résultats de calculs de puissance statistique. Dans le cadre du projet, la puissance statistique a été calculée pour des périodes fixes de 10 et 20 ans. Dans certains cas, les résultats montrent que les gestionnaires de la Sépaq pourront interpréter les résultats sur une période de 10 ans. Toutefois, dans la majorité des cas, les résultats de l'analyse statistique suggèrent plutôt une période de suivi minimale de 20 ans. Cette plus longue période permet à bon nombre d'indicateurs d'obtenir une puissance statistique élevée. À l'opposé, il est aussi possible que la période de suivi minimale soit inférieure à 10 ans, particulièrement dans le cas des indicateurs échantillonnés annuellement. En réalité, la période réelle de suivi dépendra plutôt de l'indicateur mesuré (Hatch, 2003; Parcs Canada, 2007). Les cycles naturels d'abondance de plusieurs espèces animales et la croissance plus régulière de certaines espèces végétales ont des implications différentes sur la durée du suivi. Par exemple, Maxwell et Jennings (2005) mentionnent un minimum de 10 ans dans le cas de suivis de poissons afin de déceler 80 % des changements survenant dans la population. Pour sa part, Hatch (2003),

mentionne également une période minimale de 10 ans dans le cas de suivis d'oiseaux marins, mais pour un changement à déceler plus important de 6,7 %. Les valeurs fixes de 10 et 20 ans utilisées dans le cadre du projet servent principalement à produire un aperçu des périodes de suivi requises. Les valeurs précises devront être déterminées, en parallèle à l'importance du changement à déceler, par une analyse de puissance personnalisée à l'indicateur à l'étude, qui dépendra elle-même des contraintes imposées par les gestionnaires de la Sépaq.

L'effet de la variabilité sur la puissance statistique

En considérant les conditions de suivi les plus rigoureuses, certains indicateurs atteignent une puissance statistique élevée. Ces indicateurs ont souvent comme point commun une faible variabilité des données. C'est le cas de l'indicateur de niveau d'acidité des lacs du parc national de la Jacques-Cartier. Les mesures qui y sont associées (la valeur de pH) varient peu. Cette caractéristique est suffisante pour qu'un nombre restreint de sites et une faible revisite intra et inter-annuelle permettent l'atteinte d'une puissance statistique élevée. Cette observation est conforme à l'importance du rôle de la variance, soulignée dans la littérature scientifique par Hatch (2003) ainsi que Gibbs et Ene (2010).

À l'opposé, la variabilité de certains indicateurs est élevée et empêche l'atteinte d'une puissance statistique suffisante. C'est le cas de l'indicateur de route d'écoute des anoures, commun aux trois parcs de la zone d'étude. L'indice de présence utilisé pour les calculs varie beaucoup dans l'espace et dans le temps et a une incidence négative sur les valeurs de puissance statistique calculées. Une réflexion s'impose quant à la meilleure manière de diminuer la variabilité d'échantillonnage de cet indicateur. Selon Dostine *et al.* (2013), des facteurs comme la température de l'air et de l'eau, la date des dernières précipitations et l'heure de coucher du soleil influencent la détectabilité des anoures. Advenant le cas où il est impossible d'éliminer suffisamment la variabilité associée aux suivis, la pertinence de cet indicateur pourrait être remise en doute, l'interprétation des résultats s'en trouvant affectée.

Dans d'autres cas, la variabilité attendue devrait théoriquement être faible, mais est en pratique élevée. La principale conséquence est de rendre l'atteinte d'une puissance statistique élevée difficile. L'indicateur de suivi des sites de camping est un bon exemple. Le nombre de sites suivis varie entre 32 et 50 pour les parcs de la zone d'étude. Son suivi annuel est simple et consiste à caractériser cinq critères pour chacun des sites suivis. Ces critères, de même que les notes à leur accorder, sont décrits en détail dans une fiche méthodologique réalisée par les gestionnaires de la Sépaq et utilisée pour l'ensemble des parcs. Or, la variabilité observée pour les parcs à l'étude est pourtant élevée. Il n'est pas rare qu'un site obtienne un bon indice les première et troisième années du suivi, mais un mauvais indice la deuxième. Dans la réalité, il est peu probable que de tels changements s'opèrent à cette vitesse. Cette variabilité pourrait être réduite par des consignes plus précises aux employés affectés aux mesures. Idéalement, un groupe restreint d'employés à l'intérieur d'un parc devrait mesurer chacun des indicateurs afin de diminuer la variabilité liée à l'observateur.

Pour les calculs de puissances statistiques, les valeurs de variabilité entrées dans *Monitor* correspondent à l'écart-type des données d'échantillonnage actuellement recueillies dans les parcs. C'est une valeur totale de variation. Or, il est possible de diviser cette variabilité en deux types : la *process variation*, liée aux variations de la population à l'étude, et la *sampling variation*, qui résulte des différentes erreurs de mesure possibles (Gibbs and Ene, 2010). Considérer une variance divisée pourrait permettre une évaluation plus juste de la puissance statistique (Carlson and Schmiegelow, 2002; Gibbs and Ene, 2010). Toutefois, la Sépaq cherche avant tout un aperçu de la puissance statistique des indicateurs utilisés afin de mettre en place des mesures correctrices au besoin. À ce sujet, le BIOPSIE remplit le mandat et permet le calcul de puissance statistique suffisamment précis dans ce contexte de gestion.

5.3 Le BIOPSIE

5.3.1 Apports de l'outil

La cartographie des écosystèmes

Bien que la cartographie ne permette pas d'apprécier directement la pertinence des indicateurs, elle permet néanmoins d'approfondir leur évaluation selon les perspectives écologique et statistique grâce à l'information qu'elle fournit sur la répartition spatiale et la superficie des différents écosystèmes. En ce sens, elle fournit une piste de réflexion quant à l'amélioration des protocoles d'échantillonnage, même si des contraintes d'accessibilité au territoire peuvent se poser. Elle pourrait être utilisée comme intrant à une approche de détermination de nouveaux sites d'échantillonnage par tessellation. La cartographie procure également aux gestionnaires de la Sépaq une donnée d'utilisation du sol uniforme pour l'ensemble des parcs de la zone d'étude. En ce sens, elle est particulièrement importante dans le cas de la classe milieu humide, dont les données cartographiques sont souvent désuètes ou manquantes à l'échelle du Québec.

La cartographie produite permet aussi de relativiser les résultats issus de l'évaluation écologique. En combinant le pointage total de couverture des écosystèmes à leur superficie relative, il est possible de déterminer si les efforts dédiés à un écosystème sont suffisants. Cette approche est particulièrement révélatrice pour le parc du Bic. Elle souligne la sous-représentation des écosystèmes côtier et marin par les indicateurs, malgré la superficie relative importante de ces deux écosystèmes à l'échelle du parc.

Une production cartographique exécutée selon la méthodologie proposée ne demanderait pas un investissement majeur si elle est implantée au réseau de la Sépaq et pourrait être réalisée simultanément aux indicateurs géomatiques du PSIE, c'est-à-dire tous les 5 ans. Les images satellitaires SPOT utilisées sont disponibles gratuitement sur Géobase et couvrent l'ensemble du territoire canadien. Par contre, une seule date variant entre 2005 et 2010 est disponible. Cette contrainte a le désavantage de restreindre l'uniformisation de la méthode cartographique pour tous les parcs, en utilisant par exemple des images acquises à une période précise de l'année. À l'exception des images disponibles sur Géobase, les images SPOT doivent être

achetées. Même si le programme SPOT est toujours en cours et que de l'imagerie récente existe pour les parcs, cette option peut vite devenir coûteuse pour la Sépaq. Dans la même gamme de résolution spatiale, il est aussi possible d'opter pour les produits Landsat (30 m), rendus disponibles gratuitement par *le United States Geological Survey* (USGS). Bien que leur résolution spatiale soit plus faible que pour les produits SPOT, les archives sont récentes et acquises en continu grâce au lancement du satellite Landsat 8 en février 2013 (USGS, 2013).

L'exploitation simplifiée de l'information des modèles conceptuels

La méthodologie développée comble une lacune identifiée lors de la revue de littérature. Elle permet une mise en relation simple et directe de l'information contenue dans les modèles conceptuels à une évaluation quantitative des indicateurs. En ce sens, elle se démarque des approches mathématiques complexes proposées par Hyman et Leibowitz (2001), McCanny (2005) et Lin *et al.* (2009; 2012). Ces méthodes ont pour fondement de se baser sur l'analyse réseau et la théorie des graphes. Autrement dit, elles exploitent l'information fournie par les liens des modèles conceptuels pour attribuer une pondération aux entités. Les indicateurs sont ensuite choisis, sans justification quantitative, pour mesurer prioritairement les entités jugées écologiquement plus importantes. L'approche utilisée pour le développement du BIOPSIE est différente. Il a été volontairement décidé de ne pas considérer l'importance des liens et des entités présentes dans les modèles conceptuels. La priorité a été accordée aux entités de catégorie stresser et composante écologique. Ainsi, les catégories d'entités perturbation d'origine naturelle et processus d'interaction n'ont pas été considérées pour les raisons suivantes : les perturbations d'origine naturelle ne sont pas visées directement par les indicateurs du PSIE et les processus d'interaction sont souvent semblables aux composantes écologiques auxquelles ils sont reliés. L'évaluation quantitative du BIOPSIE est novatrice, dans la mesure où son aspect quantitatif porte plutôt sur la contribution des indicateurs à mesurer les entités des modèles conceptuels. Elle souligne aussi le fait qu'un indicateur peut mesurer plus d'une entité présente dans le modèle, une caractéristique non relevée dans la revue de littérature. La méthodologie ne permet pas une utilisation fine des valeurs quantitatives obtenues. Toutefois, l'ordre de grandeur pourra être utilisé par les gestionnaires pour appuyer les différentes mesures d'amélioration mises en place.

La méthode d'évaluation écologique mise de l'avant avec le BIOPSIE se caractérise aussi par sa flexibilité. Une modification éventuelle des modèles conceptuels, par exemple l'ajout d'une entité ou d'un indicateur, se transpose facilement dans les grilles d'analyse. Une fois le pointage du nouvel indicateur ou de la nouvelle entité calculé, il peut être comparé au reste de la grille. Cette flexibilité est souhaitable et cadre avec la recommandation de Fancy *et al.* (2009) qui mentionne que les modèles conceptuels devraient être évolutifs et refléter les connaissances écosystémiques les plus récentes.

Les calculs de puissance statistique

L'identification des facteurs limitants de chacun des indicateurs est la première étape menant vers une amélioration de leur puissance statistique. Analysée conjointement aux résultats de l'opération d'optimisation possible avec *Monitor*, elle pose les bases d'une réflexion sur la meilleure manière d'améliorer l'échantillonnage des indicateurs du parc. Par exemple, suivre un site deux fois par année durant deux années consécutives ou suivre plutôt ce même site quatre fois par année à intervalle de deux ans sont deux options qui se justifient. C'est alors la flexibilité des gestionnaires en fonction des contraintes logistiques et financières qui permettra de décider de l'option à privilégier. L'intégration des notions d'échantillonnage par tessellation à celles de puissance statistique permet de répondre à un autre objectif spécifique du projet en dotant la Sépaq des connaissances théoriques requises afin d'améliorer la portée scientifique des indicateurs du PSIE. L'approche proposée a aussi l'avantage de conserver les sites d'échantillonnage existants et de ne pas compromettre l'héritage des données recueillies depuis l'instauration du PSIE.

L'intégration des résultats des trois axes méthodologiques

Le BIOPSIE procure aux gestionnaires de la Sépaq une source d'information unique sur trois aspects du PSIE. Il traite de la cartographie des écosystèmes de parcs ainsi que des considérations écologique et statistique des indicateurs utilisés en surveillance écologique. En ce sens, les travaux de recherches aussi complets sont rares. Les seules exceptions notables sont les travaux de Caughland et Oakley (2001), Niemi et McDonald (2004), Parcs Canada (2005a; 2007) et le NPS (2006).

La véritable force du BIOPSIE s'opère lorsque les résultats des trois axes méthodologiques sont mis en commun. Il est alors possible d'avoir une vue d'ensemble des forces et faiblesses des indicateurs utilisés dans un parc et des pistes d'amélioration envisageables. En ce sens, la méthodologie développée répond à l'objectif principal du projet et dote les gestionnaires de la Sépaq d'un outil qui pourra être réutilisé à l'échelle du réseau. Certaines caractéristiques du PSIE visent à simplifier cette application. Par exemple, les résultats issus de l'application du BIOPSIE sont résumés sur un nombre limité de supports pour chacun des parcs : carte, grille d'analyse par écosystème, grille synthèse et tableaux d'évaluations statistiques. L'utilisation de grilles d'analyse et synthèse offre aussi l'avantage de permettre une évaluation écologique des indicateurs à plusieurs niveaux. Ainsi, il est possible de déterminer leur pertinence à l'égard d'une ou de plusieurs entités d'un écosystème, de l'écosystème en entier et de plusieurs écosystèmes constituant le parc. Les résultats, présentés uniformément pour chacun des parcs, permettent aussi une comparaison des résultats à l'échelle du réseau. Par exemple, la comparaison des grilles synthèses des trois parcs de la zone d'étude relève une inégalité. Pour un nombre d'indicateurs suivis moindre (20), le parc national du Bic a les écosystèmes marin et côtier de plus à couvrir que les parcs de Frontenac (24) et de la Jacques-Cartier (21). En d'autres termes, le parc national du Bic doit faire plus avec moins.

5.3.2 Limites méthodologiques

La caractérisation des écosystèmes

Bien que la classification des écosystèmes des trois parcs possède des statistiques de validation suffisantes, celle-ci est sujette à des limitations méthodologiques. Ainsi, la résolution spatiale des images SPOT 4 et 5 utilisées (20 m) n'est pas suffisamment fine pour permettre la cartographie de tous les cours d'eau de moyenne et faible importance présents dans les parcs. Cela correspond aux conclusions de Frazier et Page (2000), qui soulignent le fait que ce type d'entité est difficile à cartographier pour un capteur de cette gamme de résolution spatiale. Une connaissance fine des cours d'eau présents dans les parcs est pourtant importante puisque certains indicateurs y sont échantillonnés. Dans ce cas précis, l'utilisation de données auxiliaires, telles que les données vectorielles de la BDTQ que possède déjà la Sépaq, est essentielle à une connaissance fine de cet écosystème. De la même manière, les

données écoforestières produites par le gouvernement du Québec pourraient être utilisées pour une connaissance plus fine de l'écosystème forestier des parcs. L'utilisation de données auxiliaires est aussi nécessaire à la discrimination entre l'eau salée du milieu marin et l'eau douce du milieu aquatique (Klemas, 2001). Lors de la classification du parc national du Bic, il n'a pas été possible de faire cette distinction. C'est plutôt un post-traitement qui a permis d'associer le seul lac présent sur le territoire du parc à la classe milieu aquatique.

Enfin, dans le cas du parc national de la Jacques-Cartier, l'utilisation d'images provenant des deux capteurs différents et acquises à différentes périodes sur deux ans contribue aux moins bons résultats que ceux des deux autres parcs. Les opérations de normalisation relative ont pourtant été réalisées avant la classification. Malgré cela, des facteurs comme l'humidité du sol, la phénologie des plantes et les variations du niveau de l'eau suffisent à diminuer la précision d'une classification d'un assemblage d'images multi-dates (Jensen, 2005).

Les modèles conceptuels de Parcs Canada

Une des critiques souvent énoncées à propos des modèles conceptuels est qu'ils sont subjectifs et représentent le point de vue de leur concepteur (Lin *et al.*, 2009). Dans le cadre du projet, l'utilisation de modèles conçus par plusieurs spécialistes de Parcs Canada, suite à un processus de réflexion approfondie, visait à diminuer cette subjectivité au maximum. Il ressort tout de même que les modèles conceptuels ne dressent qu'un portrait simplifié des interactions présentes dans un écosystème. Certaines relations pourraient ne pas être présentes ou trop complexes à illustrer sur un modèle général. Par exemple, Parcs Canada (2005b) mentionne l'effet du broutage sur la succession forestière. Il est alors nécessaire d'utiliser un sous-modèle conceptuel, portant sur un enjeu de conservation particulier du parc, pour en connaître les interactions plus précisément. Lorsque l'exercice d'évaluation écologique sera étendu à l'ensemble du réseau de la Sépaq, cette approche pourrait être envisagée dans certains parcs afin de bien cerner les enjeux locaux de conservation.

Dans certains cas, des modifications ont été faites aux modèles conceptuels en amont du processus d'évaluation écologique. Par exemple, l'entité « Dérangement par les visiteurs » représente une réalité dans les parcs et a été ajoutée au modèle conceptuel de l'écosystème

aquatique. Cet ajout permet aussi d'être constant avec les autres modèles conceptuels où cette entité est présente. À l'opposé, l'entité « Cueillette » apparaissant dans le modèle conceptuel de l'écosystème humide est discutable. Graillon (2014) mentionne que cette entité ne constitue pas véritablement un enjeu de conservation dans les milieux humides des parcs nationaux. Or, l'ajout ou le retrait de certaines entités dans les modèles conceptuels et les grilles d'analyse a une incidence directe sur les résultats. La présence d'une entité supplémentaire signifie plus de possibilités pour les indicateurs suivis d'augmenter le pointage total d'un écosystème.

Les grilles d'analyse

Un autre questionnement lié à l'objectivité de l'approche concerne le contenu des grilles d'analyse. L'exercice d'associer les indicateurs aux entités mesurées du modèle conceptuel est à la base du pointage des indicateurs et gagne en rigueur lorsque plusieurs experts y participent. Il demeure toutefois difficile à valider. Lors de son implantation dans les parcs, le travail sera réalisé par plusieurs spécialistes se basant sur une grille de critères bien définis afin de diminuer au maximum la subjectivité de l'approche. Ceci dit, l'exercice réalisé à partir des grilles vise avant tout à établir une évaluation relative de l'importance écologique des indicateurs. L'objectif est principalement de guider les gestionnaires. La valeur fine de pointage obtenu par indicateur n'est pas aussi importante que le positionnement global de celui-ci. Une certaine subjectivité de l'approche est inévitable et un grand nombre de participants à la réalisation des grilles donnerait probablement autant de résultats différents.

Un autre questionnement lié à l'utilisation des grilles d'analyse s'impose. Certaines entités présentes dans les grilles d'analyse sont générales tandis que d'autres sont très spécifiques. Par exemple, les entités « Qualité, quantité et zone d'eau » et « Masse d'œufs de poissons » se retrouvent toutes deux dans l'écosystème aquatique. La première, générale, englobe plusieurs éléments et est susceptible d'être mesurée par plus d'un indicateur. À l'opposé, peu d'indicateurs permettent de mesurer spécifiquement la seconde. Le pointage visé est pourtant le même, c'est-à-dire 2. La conséquence principale se retrouve au niveau du bilan des entités. Ainsi, il est plus facile pour une entité générale d'obtenir un bilan positif.

L'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs

La figure utilisée pour l'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs présente plusieurs défis. Dans certains cas, un indicateur pourrait être placé dans plus d'une catégorie (Dale and Beyeler, 2001). Par exemple, l'indicateur de suivi du pygargue à tête blanche, une espèce à statut particulier, représente à la fois l'attribut de composition à l'échelle de l'écosystème et communauté, mais aussi l'attribut de fonction à l'échelle de population et espèce. Pour les besoins de l'analyse, il a été associé à l'attribut de composition à l'échelle de l'écosystème et communauté. Toutefois, il pourrait également se retrouver à l'échelle population et espèce de ce même attribut. En ce sens, l'exercice d'évaluation écologique de l'ensemble d'indicateurs est aussi subjectif et vise avant tout à fournir un autre angle d'analyse susceptible d'aider les gestionnaires. Ceux-ci doivent garder en tête qu'un ensemble équilibré d'indicateurs fournira de l'information pour les différents attributs et échelles de la hiérarchie écosystémique en plus de cerner les particularités du parc (Dale and Beyeler, 2001; Carignan and Villard; 2002).

5.3.3 Limites dans l'interprétation des résultats

L'interprétation des grilles d'analyse et synthèse

L'utilisation de grilles d'analyse permet d'évaluer l'apport individuel des indicateurs. Elle permet également de quantifier l'importance des entités du modèle conceptuel et conséquemment, d'orienter la bonification des indicateurs existants et le choix de futurs indicateurs. Toutefois, son interprétation doit se faire avec discernement. Certains indicateurs obtenant un total moins élevé, par exemple le suivi des orchidées des tourbières du parc national de Frontenac, demeurent très importants pour mesurer l'évolution du niveau d'intégrité écologique d'un écosystème. C'est généralement le cas des indicateurs qui mesurent une entité très spécifique du modèle conceptuel. L'évaluation des indicateurs doit donc se faire en considérant d'autres aspects que la seule valeur de pointage total obtenu.

De plus, les valeurs de pointages totaux par écosystème doivent être interprétées avec prudence. Les pointages totaux varient en fonction du nombre d'indicateurs suivis, mais également du nombre d'entités présentes dans le modèle conceptuel. Un plus grand nombre

d'entités augmente les possibilités de pointage des indicateurs suivis. En d'autres termes, un pointage total élevé ne représente pas nécessairement l'effort des gestionnaires du parc à couvrir un écosystème donné. Cette particularité s'observe pour l'écosystème humide du parc national de Frontenac. Bien que celui-ci obtienne le pointage le plus élevé, un seul indicateur, le suivi des orchidées de tourbière, lui est spécialement dédié. Le reste du pointage est souvent obtenu par des mesures indirectes provenant d'autres indicateurs. Cette même limite sur le pointage total d'un écosystème s'applique aussi lors de l'analyse de la grille synthèse et nuance la comparaison des pointages totaux d'écosystèmes à leur superficie relative.

De plus, un écosystème de faible superficie relative n'est pas pour autant sans importance écologique pour le parc. Par exemple, l'écosystème humide du parc national du Bic n'occupe que 0,4 % de sa superficie. Il demeure important pour l'écologie du parc. Levin *et al.* (2001) mentionnent que les milieux humides côtiers sont des zones critiques de transition entre le milieu terrestre et la mer et qu'ils sont essentiels d'un point de vue écologique. Ils agissent notamment sur des processus comme la décomposition, le cycle des nutriments et le transport des sédiments. Sachant cela, il est difficilement concevable de ne pas les considérer au même titre qu'un écosystème de plus grande superficie. Au parc national du Bic, l'indicateur de suivi des marais est le seul qui permet un suivi direct de cet écosystème.

Les particularités de l'écosystème humide

Pour les trois parcs à l'étude, l'écosystème humide est celui qui obtient le pointage total le plus élevé. La principale raison est la suivante : le modèle conceptuel qui y est associé contient des entités présentes à la fois dans l'écosystème forestier et l'écosystème aquatique. Par conséquent, il bénéficie du pointage des indicateurs de ces deux autres écosystèmes, ce qui a pour effet d'augmenter son propre pointage. Toutefois, cela ne veut pas nécessairement dire que l'écosystème est bien couvert et les gestionnaires du parc devraient s'assurer qu'un minimum d'indicateurs du PSIE soit spécifiquement conçu pour cet écosystème. Une attention particulière devrait notamment être apportée aux entités présentes uniquement dans le modèle conceptuel de l'écosystème humide, par exemple « Cueillette ». Cette entité, qui correspond à la cueillette de baies et de plantes par les visiteurs, obtient un bilan négatif pour les trois parcs.

Les indicateurs généraux et spécifiques

La grille synthèse permet de distinguer deux types d'indicateurs : ceux qui sont généraux, c'est-à-dire qui mesurent des entités de plusieurs écosystèmes, et ceux qui sont spécifiques et mesurent les entités d'un seul écosystème. Par exemple, les indicateurs de suivi de la faune benthique, de suivis aviaires, de suivi d'un habitat lacustre, d'espèces exotiques envahissantes, de routes d'écoute des anoues et d'indice de qualité ichtyologique sont généraux. Ils obtiennent globalement de bons pointages, puisqu'ils fournissent de l'information sur plusieurs des écosystèmes présents dans les parcs. Les indicateurs liés à l'organisation spatiale du territoire (terre en zone périphérique, densité des infrastructures, fragmentation du territoire et activités périphériques) sont aussi généraux. Ces derniers ont également l'avantage d'être mesurés sur l'ensemble du territoire du parc et la question liée à la qualité du protocole d'échantillonnage et aux possibilités d'inférence statistique ne se pose pas. L'utilisation d'une majorité d'indicateurs généraux permet l'atteinte de pointages élevés, mais ne permet pas nécessairement de bien cerner les enjeux de conservation locaux des parcs. À l'opposé, les indicateurs d'EFE, de plantes non indigènes, sites de camping, emprises des sentiers et récolte des myes sont spécifiques à un écosystème. Ce type d'indicateurs obtient généralement un moins bon pointage que les indicateurs généraux. Ils demeurent toutefois importants et cet élément devrait être gardé en tête lors de l'analyse de la grille synthèse.

5.3.4 Perspectives d'applications et recommandations

À la lumière des éléments soulevés dans la discussion, certaines améliorations pourraient être apportées à la méthodologie du BIOPSIE afin de bonifier les résultats obtenus. Ainsi des recommandations concernant les trois axes méthodologiques du projet sont proposées. Elles sont à prendre en considération avant l'application de la méthodologie à l'ensemble des parcs de la Sépaq.

Caractérisation des écosystèmes

- Pour les parcs possédant des écosystèmes côtier et marin, prioriser l'utilisation d'images satellitaires acquises en période de marée basse (Klemaš, 2001);

- Intégrer des données vectorielles auxiliaires à la cartographie de l'écosystème aquatique (Frazier and Page, 2000; Klemas, 2001);
- Favoriser des images acquises en période humide, par exemple au printemps, afin de cartographier plus efficacement les milieux humides (Fournier *et al.*, 2007).

Évaluation écologique des indicateurs

- Au début de l'exercice, s'assurer que les modèles conceptuels utilisés tiennent compte des réalités écosystémiques locales. Cette vérification pourrait aboutir à l'ajout d'entités dans les modèles conceptuels et grilles d'analyse. D'ailleurs, les modèles conceptuels devraient être évolutifs et refléter les connaissances écosystémiques les plus récentes (Fancy *et al.*, 2009);
- Réfléchir à l'établissement d'un pointage visé distinct pour les entités générales et spécifiques. Les entités plus générales obtiendraient alors un pointage visé plus important puisqu'elles sont plus susceptibles d'être mesurées par les indicateurs. Cette modification permettrait de mieux apprécier les résultats obtenus dans la colonne « Bilan » de la grille d'analyse. De plus, l'attribution d'un pointage visé plus élevé à certaines entités particulièrement représentatives des réalités écosystémiques locales d'un parc est aussi à envisager;
- Approfondir les possibilités d'établissement d'un pointage total d'écosystème relatif. Celui-ci dépendrait à la fois du nombre d'entités présentes dans le modèle conceptuel, mais également du nombre d'indicateurs suivis. Ces deux facteurs ayant une incidence directe sur le potentiel de pointage total. Cette modification pourrait permettre une meilleure appréciation des résultats.

Évaluation statistique des indicateurs

- Prioriser l'utilisation d'un logiciel d'analyse de puissance statistique, tel *Monitor*, et d'ArcGIS, via l'outil *Create spatially balanced points*, pour la détermination de nouveaux sites d'échantillonnage par tessellation. ArcGIS est déjà utilisé à la Sépaq tandis que *Monitor* est suffisamment simple d'utilisation pour en permettre la recommandation;

- Si l'échantillonnage par tessellation n'est pas retenu, prioriser une autre méthode permettant une stratification du territoire, par exemple l'échantillonnage aléatoire.
- Intégrer aux calculs de puissance statistique les nouvelles valeurs de changement à déceler issues de l'exercice actuellement mené par les gestionnaires de la Sépaq, ainsi qu'une réflexion approfondie sur la durée de suivi optimale pour chacun des indicateurs. Ces ajouts aux calculs permettront une évaluation plus réaliste de la puissance statistique des indicateurs en place.
- Dans le cas des indicateurs dont la puissance statistique est élevée, même en situation permissive d'échantillonnage, étudier la pertinence de réduire la fréquence de revisite au profit d'un plus grand nombre de sites d'échantillonnage. Ce compromis pourrait permettre un échantillonnage plus représentatif du territoire et un meilleur potentiel d'inférence des résultats.

6. Conclusion

Le développement du BIOPSIE répond à l'objectif principal du projet dans la mesure où il dote les gestionnaires de la Sépaq d'une méthodologie balisée et reproductible permettant d'évaluer la pertinence écologique et statistique des indicateurs d'intégrité écologique utilisés dans le PSIE. La méthode proposée de caractérisation des écosystèmes par classification d'images satellites permet l'atteinte d'un objectif spécifique énoncé dans le cadre du projet. En ce sens, elle procure une cartographie suffisamment précise des grands écosystèmes suivis par le PSIE. Elle doit toutefois être analysée en parallèle aux données vectorielles que possède déjà la Sépaq. De plus, elle cadre avec le souhait des gestionnaires de la Sépaq de faire une utilisation croissante de la géomatique pour la gestion des parcs nationaux. Les deux notions mises de l'avant dans l'axe d'évaluation statistique, l'échantillonnage par tessellation et le calcul de puissance statistique, permettent aussi l'atteinte d'un objectif spécifique. Elles établissent des fondements théoriques nécessaires à l'élaboration de protocoles d'échantillonnage rigoureux. Ces deux notions ont également l'avantage d'être suffisamment simples pour être comprises et appliquées par les gestionnaires de la Sépaq. Le dernier objectif spécifique énoncé dans le cadre du projet, l'application du BIOPSIE sur trois parcs du réseau, a permis de noter des pistes d'amélioration du PSIE pour chacun des parcs testés, mais

également pour l'ensemble des parcs de la zone d'étude. Les résultats des trois axes méthodologiques doivent cependant être interprétés ensemble, via la grille synthèse, afin de permettre aux gestionnaires d'apporter des modifications optimales au PSIE.

L'héritage du projet dépasse les seuls résultats obtenus pour les parcs testés. C'est avant tout la méthodologie développée qui intéresse les gestionnaires de la Sépaq. L'application du BIOPSIE sur trois parcs du réseau a permis de relever des améliorations potentielles à la méthodologie. Ces améliorations du BIOPSIE pourront être apportées avant une application aux 19 autres parcs du réseau de la Sépaq suivis dans le cadre du PSIE. Les différentes étapes méthodologiques de l'outil pourront être réalisées par les spécialistes du parc, en collaboration avec l'équipe de soutien à la conservation de la Sépaq. Il est important que l'outil soit simple d'utilisation. En ce sens, l'utilisation de grilles d'analyse et de synthèse s'avère pertinente et permet un regroupement des principaux résultats obtenus. Des guides d'utilisation et de la documentation technique ont aussi été produits afin de simplifier l'utilisation du BIOPSIE et d'harmoniser la procédure utilisée. Cette application permettra aux gestionnaires d'apprécier les premiers résultats issus du PSIE avec plus de réalisme et d'améliorer la portée scientifique de ce programme de surveillance écologique.

Le projet apporte également des bénéfices en matière de conservation. Le PSIE vise avant tout à identifier la présence de changement de niveau d'intégrité écologique dans les parcs. En ce sens, augmenter sa rigueur scientifique permettra de déceler ce changement avec plus de fiabilité. Si les gestionnaires relèvent une diminution du niveau d'intégrité écologique, ils pourront alors mettre en place d'autres mesures afin d'en identifier la source et seront plus aptes à remplir leur mission de conservation d'écosystèmes représentatifs du Québec. D'un point de vue scientifique, le projet de recherche contribue à l'amélioration des connaissances en surveillance écologique. Il se caractérise par une meilleure utilisation de la géomatique dans ce contexte. L'outil développé pourrait motiver d'autres organismes de conservation ayant un mandat similaire à celui de la Sépaq à instaurer un programme de surveillance écologique dans un contexte de ressources limitées.

7. Références

- Airbus. (2014) SPOT 1 à SPOT 5. France. [<http://www.astrium-geo.com/fr/4374-images-satellites-spot-1-a-spot-5>]. (Consulté le 23 juin 2014).
- Andreasen, J.K., O'Neill, R.V., Noss, R. and Slosser, N.C. (2001) Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological indicators*, vol. 1, n° 1, p. 21-35.
- Bernatchez, L. et Giroux, M. (2012) Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada. Nouvelle édition. Broquet, Québec, 350 p.
- Berteaux, D. (2014) Changements climatiques et biodiversité du Québec : Vers un nouveau patrimoine naturel. Presses de l'Université du Québec, Québec, 202 p.
- Borja, A., Ranasinghe, A. and Weisberg, S.B. (2009) Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 59, n° 1-3, p. 1-4.
- Carignan, V. and Villard, M-A. (2002) Selecting indicator to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 78, n° 1, p. 45-61.
- Carlson, M. and Schmiegelow, F. (2002) Cost-effective sampling design applied to large-scale monitoring of boreal birds. *Conservation Ecology*, vol. 6, n° 2, 18 p.
- Cassidy, R. and Jordan, P. (2011) Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-waters catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal of Hydrology*, vol. 405, p. 182-193.
- Caughlan, L. and Oakley, K.L. (2001) Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators*, vol. 1, n° 2. p. 123-134.
- Centre d'étude de la forêt (CEF). (2014) Éric Domaine. Changements organisationnels menant à l'adaptation de la gestion et de la planification du réseau d'aires protégées québécoises dans un contexte changements climatiques. Québec. [<http://www.cfcfr.ca/index.php?n=Membres.EricDomaine>]. (Consulté le 13 avril 2014).
- Cheveau, M. et Dussault C. (2013) Guide d'utilisation des modèles de qualité de l'habitat, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Gouvernement du Québec, Québec, 25 p.
- Cohen, J. (1988) *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Second ed. Lawrence Erlbaum Assoc., Hillsdale, New Jersey. 567 p.
- Congalton, R.G. and Green, K. (1999) *Assessing the Accuracy of Classification Sensed Data: Principles and Practices*. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers, 137 p.
- Dale, V.H. and Beyeler, S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, vol. 1, n° 1, p. 3-10.

- Dale, V.H., Peacock, A.D., Garten Jr., C.T., Sobek, E. and Wolfe, A.K. (2008) Selecting indicators of soil, microbial, and plant conditions to understand ecological changes in Georgia pine forests. *Ecological indicators*, vol. 8, n° 1, p. 818-827.
- Detenbeck, N.E, Cincotta, D., Denver, J.M. Greenlee, S.K., Olsen, A.R and Pitchford, A.M. (2005) Watershed-based survey designs. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 130, p. 59-81.
- Doren, R.F., Trexler, J.C., Gottfried, A.D. and Harwell, M.C. (2009) Ecological indicators for system-wide assessment of the greater everglades ecosystem restoration program. *Ecological Indicators*, vol. 9 n° 6 suppl., p. S2-S16.
- Dostine, P.L., Reynolds, S.J., Griffiths, A.D. and Gillespie, G.R. (2013) Factors influencing detection probabilities of frogs in the monsoonal tropics of northern Australia: Implications for the design of monitoring studies. *Wildlife Research*, vol. 40, n° 5, p. 393-402.
- Fahrig, L. and Rytwinski, T. (2009) Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society*, vol. 14, n° 1.
- Fancy, S.G., Gross, J.E. and Carter, S.L. (2009) Monitoring the condition of natural resources in US national parks. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 151, n° 1-4, p. 161-174.
- Fournier, R.A., Grenier, M., Lavoie, A. and Hélie, R. (2007) Towards a strategy to implement the Canadian Wetland Inventory using satellite remote sensing. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 33, suppl. 1, p. 1-16.
- Frazier, P.S. and Page, K.J. (2000) Water body detection and delineation with Landsat TM data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 66, n° 12, p. 1461-1467.
- Gerrodette, T. (1987) A power analysis for detecting trends. *Ecology*, vol. 68, n° 5, p. 1364-1372.
- Gerrodette, T. (2003) Trends software. Version 3.0, [<http://swfsc.noaa.gov/textblock.aspx?Division=PRD&ParentMenuId=228&id=4740>]. (Consulté le 27 février 2013).
- Gibbs, J.P. and Ene, E. (2010) Program Monitor: Estimating the statistical power of ecological monitoring programs. Version 11.0.0, [<http://www.esf.edu/efb/gibbs/monitor/>]. (Consulté le 5 mars 2014).
- Gibbs, J.P. (2012). Communication personnelle, Department Environmental and Forest Biology, the State University of New York.
- Gouvernement du Canada. (2013) TERMIUM Plus. Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Bureau de la traduction, [<http://www.termiumplus.gc.ca/tpv2alpha/alpha-fra.html?lang=fra>]. (Consulté le 3 juin 2013).
- Gouvernement du Québec. (2012) Loi sur les parcs. Gouvernement du Québec, Québec, [http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/P_9/P9.html]. (Consulté le 2 février 2013).
- Gouvernement du Québec. (2013a) Le grand dictionnaire terminologique. Office québécois de la langue française, [<http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/>]. (Consulté le 3 juin 2013).

- Gouvernement du Québec. (2013b) Parcs existants. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). [<http://www.mddefp.gouv.qc.ca/parcs/reseau.htm>]. (Consulté le 12 février 2014).
- Graillon, P. (2014). Communication personnelle, Société des établissements de plein air du Québec.
- Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D., LeRoy Poff, N., Rejeski, D.W., Reynolds, J.F., Turner, M.G., Weathers, K.G. and Wiens, J. (2006) Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? *Ecosystems*, vol. 9, p. 1-13.
- Hadwen, W.L., Arthington, A.H. and Boonington, P.I. (2008) Detecting visitor impacts in and around aquatic ecosystems within protected areas, Technical report, ISBN 9781920965839, 44 p.
- Hatch, S.C. (2003) Statistical power for detecting trends with application to seabird monitoring. *Biological Conservation*, vol. 111, n° 3, p. 317-329.
- Hébert, S. (1996) Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec, Ministère de l'Environnement, Québec, 19 p. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/index.htm]. (Consulté le 17 mars 2014).
- Hockings, M., Stolton, S. and Dudley, N. (2004) Management Effectiveness: Assessing Management of Protected Areas? *Journal of Environmental Policy & Planning*, vol. 6, n°2, p. 157-174.
- Hyman, J.B. and Leibowitz, S.G. (2001) JSEM: A Framework for Identifying and Evaluating Indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 66, n° 3, p. 207-232.
- Jensen, J.R. (2005) *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. Third edition. Prentice hall series in geographic information science. 526 p.
- Klemas, V.V. (2001) Remote Sensing of Landscape-Level Coastal Environmental Indicators. *Environmental Management*, vol. 2, n° 2, p. 47-57.
- Lemieux, C.J., Beechey, T.J., Scott, D.J. and Gray, P.A. (2011) The state of climate change adaptations in Canada's protected areas sector. *The Canadian Geographer*, vol. 0. N° 0, p. 1-17.
- Levin, L.A., Boesch, F.D., Covich, A., Dahm, C., Erséus, C., Ewel, K.C., Kneib, R.T., Moldenke, A., Palmer, M.A., Snelgrove, P., Strayer, D., and Weslawski, J.M. (2001) The function of marine critical transition zones and importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, vol. 4, p. 430-451.
- Lin, T., Lin, J.Y., Cui, S.H. and Cameron, S. (2009) Using a network framework to quantitatively select ecological indicators. *Ecological Indicators*, vol. 9, n° 6, p. 1114-1120.
- Lin, J.Y., Lin, T. and Cui, S.H. (2012) Quantitative selection model of ecological indicators and its solving method. *Ecological Indicators*, vol. 13, n° 1, p. 294-302.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R. and Botkin, D.B. (2000) Indicators of biodiversity for ecological sustainable forest management. *Conservation Biology*, vol. 14, p. 941-950.

- Macleod, R.D. and Congalton, R.G. (1998) A Quantitative Comparison of Change-Detection Algorithms for Monitoring Eelgrass from Remotely Sensed Data, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 64, n° 3, p. 207-216.
- Maxwell, D. and Jennings, S. (2005) Power of monitoring programs to detect decline and recovery of rare and vulnerable fish. *Journal of Applied Ecology*, vol. 42, p. 25-37.
- McCanny, S. (2005) Ranking ecological measures of National Parks using conceptual models. Ecological Society of America, *Résumés*, Montréal, Québec.
[\[http://abstracts.co.allenpress.com/pweb/esa2005/document/54794\]](http://abstracts.co.allenpress.com/pweb/esa2005/document/54794). (Consulté le 20 mai 2013).
- McDonald, T.L. (2003a) Review of environmental monitoring methods: Survey designs. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 95, n° 3, p. 277-292.
- McDonald, T.L. (2003 b) GRTS for the Average Joe: À GRTS Sampler for Windows. 10 p.
- McDonald, T.L. (2011) Communication personnelle. Western EcoSystems Technology, Inc., Wyoming.
- McKinney, M.L. (2005) Scaling of park trail length and visitation with park area: conservation implications. *Animal Conservation*, vol. 8, p. 135-141.
- Miller, S.G., Knight, R.L. and Miller, C.K. (2001) Wildlife Responses to Pedestrians and Dogs. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, n° 1, p. 124-132.
- National Park Service (NPS). (2006) Northeast Temperate Network Vital Signs Monitoring Plan. Technical Report NPS/NER/NRTR--2006/059. National Park Service, Northeast Temperate Network, Woodstock, Vermont. 152 p.
- Niemeijer, D. (2002) Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example. *Environmental Science & Policy*, vol. 5, n°2, p. 91-103.
- Niemeijer, D. and de Groot, R.S. (2008) A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, vol. 8, n° 1, p. 14-25.
- Niemi, G.J. and McDonald, M.E. (2004) Applications of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 35, p. 89-111.
- Noss, R.F. (1990) Indicators for monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, vol. 4 n° 4, p. 355-364.
- Olsen, A.R., Sedransk, J., Edwards, D., Gotway, C.A, Liggett, W., Rathbun, S., Reckhow, K.H. and Young, L.J. (1999) Statistical issues for monitoring ecological and natural resources in the United States. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 54, n° 1, p. 1-45.
- Ouranos. (2014) Vulnérabilités, Impacts et Adaptation : Écosystèmes et biodiversité. Montréal.
[\[http://www.ouranos.ca/fr/programmation-scientifique/impacts-et-adaptation/ecosysteme-et-biodiversite.php\]](http://www.ouranos.ca/fr/programmation-scientifique/impacts-et-adaptation/ecosysteme-et-biodiversite.php). (Consulté le 13 avril 2014).
- Parcs Canada. (2005a) Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada, vol. 1 : Contexte et approche, 139 p.

- Parcs Canada. (2005b) Ecosystem conceptual models. Document interne non publié. 8 p.
- Parcs Canada. (2006) Report of the working group meeting on monitoring coastal and marine ecosystems in national parks in the Quebec / Atlantic bioregion. 24 p.
- Parcs Canada. (2007) Surveillance et rapports relatifs à l'intégrité écologique dans les parcs nationaux du Canada, vol. 2 : Guide pour l'établissement de programmes de surveillance de l'IE à l'échelle des parcs, 139 p.
- Parrish, J.D., Braun, D.P. and Unasch, R.S. (2003) Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *BioScience*, vol. 53, n° 9, p. 851-860.
- Patricio, J., Neto, J.M., Teixeira, H., Salas, F. and Marques, J.C. (2009) The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Marine environmental Research*, vol. 68, p. 25-36.
- Reza, M.I.H. and Abdullah, S.A. (2011) Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators*, vol. 11, n° 2, p. 220-229.
- Rice, J.C. and Rochet, M-J. (2005) A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management, *ICES Journal of Marine Science*, vol. 62, n° 3, p. 516-527.
- Ritz, K., Black, H.I.J., Campbell, C.D., Harris, J.A. and Wood, C. (2009) Selecting biological indicators for monitoring soils : A framework for balancing technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators*, vol. 9, n° 6, p. 1212-1221.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patricio, J., Pérez-Ruzafa, A. and Marques, J.C. (2006) User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management*, vol. 49, p. 308-331.
- Service de la faune aquatique. (2011) Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichthyologique en eaux intérieures, Tome I, Acquisition de données, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 137 p.
- Smith, C.D. (2004) Using Power Analysis to Determine Survey Methodology: A Case Study With Harlequin Ducks, *Published Proceedings of Science & Management of Protected Areas Association*. 9 p.
- Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq). (2011a) PSIE : Programme de suivi de l'intégrité écologique. Rapport à Parcs Québec, Québec, 87p.
- Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq). (2011 b) Catégories d'espèces indicatrices. Document interne non publié. 2p.
- Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq). (2012a) Parcs Québec. Québec. [<http://www.sepaq.com/>]. (Consulté le 5 mars 2014).
- Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq). (2012 b) L'expertise de 72 scientifiques permet de bonifier le Programme de suivi de l'intégrité écologique. Québec. 3 p. [<http://www.sepaq.com/dotAsset/c8200865-83f6-416b-8906-ad08f5b29267.pdf>]. (Consulté le 5 mars 2014).

- Steidl, R.J., Hayes, J.P. and Schaubert, E. (1997) Statistical Power Analysis in Wildlife Research. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 61, n° 2, p. 270-279.
- Stevens Jr, D.L. (1997) Variable density grid-based sampling designs for continuous spatial populations. *Environmetrics*, vol. 8, n° 3, p. 167-195.
- Stevens Jr, D.L. and Olsen, A.R. (1999) Spatially restricted surveys over time for aquatic resources. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, vol. 4, n° 14, p. 415-428.
- Stevens Jr, D.L. and Olsen, A.R. (2003) Variance estimation for spatially balanced samples of environmental resources. *Environmetrics*, vol. 14, n° 6, p. 593-610.
- Stevens Jr, D.L. and Olsen, A.R. (2004) Spatially Balanced Sampling of Natural Resources. *Journal of the American Statistical Association*, vol. 99, n° 465, p. 262-278.
- Suffling, R. and Scott, D. (2002) Assessment of climatic change effects on Canada's national park system. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 74, n° 2, p. 117-139.
- Taylor, A.R. and Knight, R.L. (2003) Wildlife responses to recreation and associated visitors perceptions. *Ecological Applications*, vol. 13, n° 4, p. 951-963.
- Theobald, D.M., Stevens Jr, D.L., White, D., Urquhart, S.N., Olsen, A.R. and Norman, J.B. (2007) Using GIS to Generate Spatially Balanced Random Survey Designs for Natural Resource Applications. *Environmental Management*, vol. 40, n° 1, p. 134-146.
- Thomas, L. (1997) Retrospective Power Analysis. *Conservation Biology*, vol. 11, n° 1, p. 276-280.
- Tierney, G.L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B.R., Shriver, W.G. and Gibbs, J.P. (2009) Monitoring and evaluation the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontiers in ecology and the Environment*, vol.7, n° 6, p. 308-316.
- Timko, J.A. and Innes J.L. (2009) Evaluating ecological integrity in national parks: Case studies from Canada and South Africa. *Biological Conservation*, vol. 142, n° 3, p. 676-688.
- United States Geological Survey (USGS). (2013) Landsat 8. [<http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>]. (Consulté le 17 février 2014).
- Université du Québec à Rimouski (UQAR). (2014) CC-Bio. Effets des changements climatiques sur la Biodiversité du Québec. [<http://cc-bio.uqar.ca/home.html>]. (Consulté le 20 mars 2014).
- Walter, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzels, A., Parmesan, C. Beebe, T.J.C., Fromentin, J.-M. Hoegh-Guldberg, O. and Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change, *Nature*, vol. 416, p. 389-395.
- Wiersma, Y.F., Nudds, T.D. and Rivard, D.H. (2004) Models to distinguish effects of landscape patterns and human population pressures associated with species loss in Canadian national parks. *Landscape Ecology*, vol. 19, p. 773-786.
- World Wildlife Fund (WWF). (2006) Bird Species and Climate Change, 75 p. [<http://awsassets.panda.org/downloads/birdsclimatereportfinal.pdf>]. (Consulté le 6 mars 2013).

Annexes

Annexe 1 - Résultats de l'exercice de processus d'analyse hiérarchique (PAH) mené par la Sépaq en 2012

Indicateur / Méthodologie	Code	Pointage total	Puissance écologique
Qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau / IQBP	IQPB	72	1
État de la faune benthique / Indice biologique global normalisé	IBGN	80	
Situation des espèces fauniques / Suivi des oiseaux nicheurs	SON	80	
Fragmentation du territoire / Indice de dissection du paysage	IDP	83	
Utilisation des terres en zone périphérique / Indice d'occupation du sol	IOS	88	
Densité des infrastructures / Indice de densité des infrastructures	IDI	91	
Incidence d'événements anthropiques sur les processus écologiques / Indice de perturbation / Restauration	PER/RES	96	
Espèces exotiques envahissantes / Liste des espèces exotiques envahissantes présentes	EEE	106	2
Situation des espèces fauniques / Suivi des chauves-souris	SCS	107	
Niveau d'acidité des lacs / Acidité de lacs sélectionnés	PHLACS	109	
Situation des espèces fauniques / Route d'écoute des anoures	REA	111	
Situation des espèces à statut particulier / Suivi du caribou	SC	111	
Niveau d'eutrophisation des lacs / Réseau de surveillance volontaire des lacs	RSVL	113	
État de la ressource halieutique / Indice de qualité de pêche	IQP	121	
Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles / Suivi des écosystèmes forestiers exceptionnels	EFE	126	
Propagation des plantes vasculaires non indigènes / Quadras d'échantillonnage	PNIQUAD	128	
Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles / Suivi des plantes arctiques alpines	SPAA	130	
Qualité des aménagements reliés aux berges / Indice de dénaturalisation	IDEN	130	3
Degré d'acidité des précipitations / pH de la pluie	PHPLUIE	131	
Situation des espèces à statut particulier / Suivi d'une plante menacée	SPM	144	
Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles / Suivi de terrasses marines	STM	144	
Polluants atmosphériques / Indice de qualité de l'air	IQA	147	
Situation des espèces à statut particulier / Suivi des orchidées	SORCH	151	
Situation des espèces à statut particulier / Suivi de l'omble chevalier	SOC	158	
Baux, servitudes et droits acquis / Indice de préjudice à la mission	IPM	160	
Situation des espèces à statut particulier / Suivi de la grive de Bicknell	ESPGB	166	
Qualité des habitats fauniques périphériques / Indice de succès de chasse à l'original	ISCO	168	
État des sites de camping / Indice de dégradation	IDEG	178	
Emprise des sentiers / Mesure de l'emprise des sentiers	EMSEN	185	
Importance de la déprédation / Indice de déprédation	IDEP	186	

Annexe 2 - Indicateurs utilisés au parc national de Frontenac dans le cadre du PSIE.

Numéro	Indicateur	Méthodologie	Protocole requis	Justification
1101001	Degré d'acidité des précipitations	pH de la pluie – Stations du MDDFEP	non	Non responsable des stations
1102001	Polluants atmosphériques	Indice de qualité de l'air	non	Non responsable des stations
1201001	État de la faune benthique	IBGN	oui	-
1203002	Niveau d'eutrophisation des lacs	Transparence de l'eau	oui	-
1204003	Qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau	Concentration de phosphore	oui	-
1204004	Qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau	Concentration de coliformes fécaux	oui	-
1301001	Propagation des plantes vasculaires non indigènes	Quadras d'échantillonnage	oui	-
1302001	Espèces exotiques envahissantes	Liste des EEE présentes	non	Recensement / inventaire
1302002	Espèces exotiques envahissantes	Suivi du roseau commun	non	Recensement / inventaire
1303001	Incidence d'événements anthropiques sur les processus écologiques	Indice de perturbation/restauration	non	Recensement / inventaire
1304001	Importance de la déprédation	Indice de déprédation	non	Recensement / inventaire
1305005	Situation des espèces fauniques	Suivis aviaires	oui	-
1305201	Situation des espèces fauniques	Route d'écoute des anoures	oui	-
1305302	Situation des espèces fauniques	Indice de qualité ichtyologique	oui	-
1306003	Situation des espèces à statut particulier	Suivi du pygargue à tête blanche	non	Recensement / inventaire
1306508	Situation des espèces à statut particulier	Suivi des orchidées des tourbières	non	Suivi d'un site précis
1307002	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	Suivi d'un habitat lacustre	oui	-
2101001	Densité des infrastructures	Indice de densité des infrastructures actives	non	Couverture complète du parc
2102001	Fragmentation du territoire	Indice de dissection du paysage	non	Couverture complète du parc
2103001	Utilisation des terres en zone périphérique	Indice d'occupation du sol	non	Couverture complète du parc
2105001	Activités périphériques	Pression des activités limitrophes	non	Couverture complète du parc
2201001	Emprise des sentiers	Mesure de l'emprise des sentiers	oui	-
2202001	État des sites de camping	Indice de dégradation	oui	-
2203002	Qualité des aménagements reliés aux berges	Pourcentage de dénaturalisation	non	Suivi d'un site précis
Total	24		11	

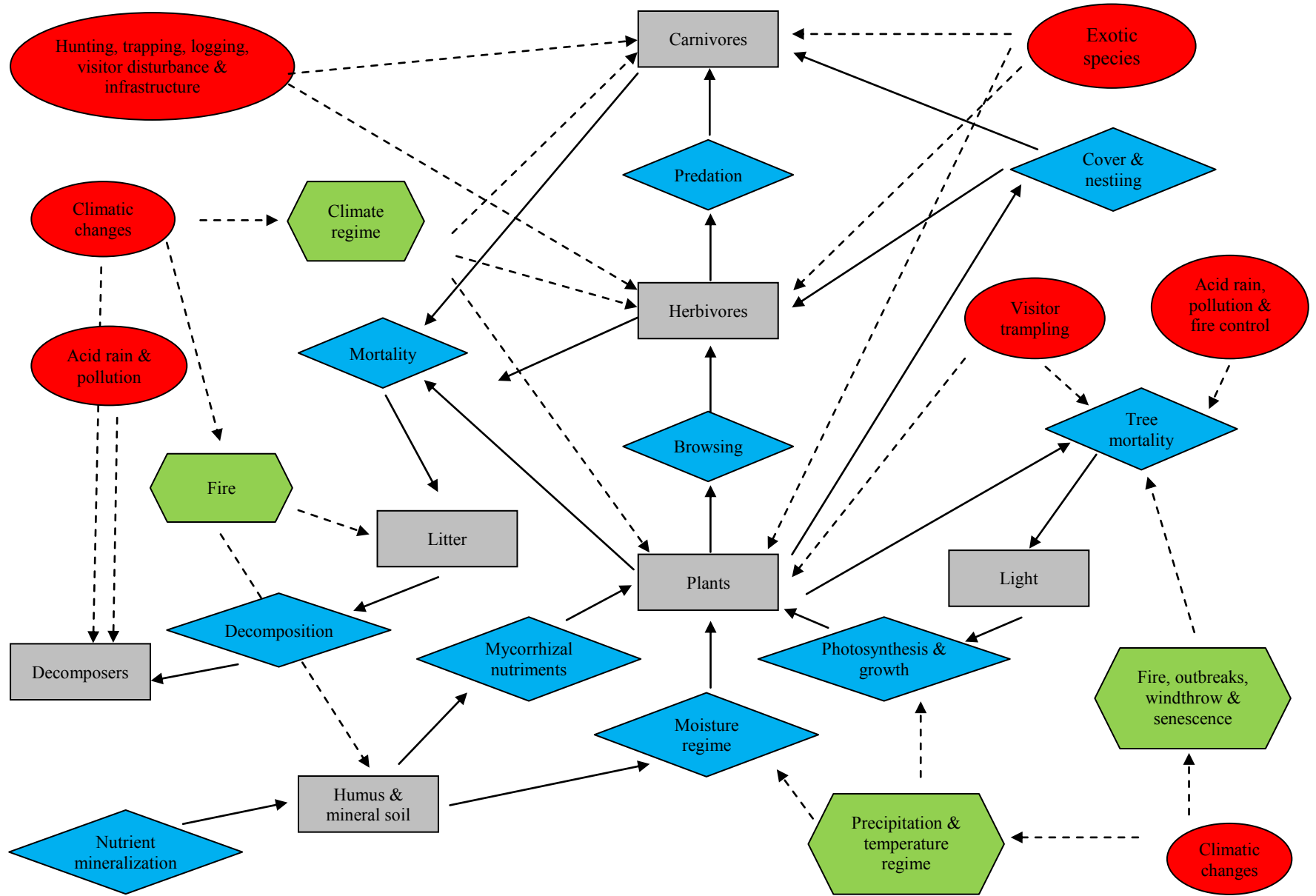
Annexe 3 - Indicateurs utilisés au parc national de la Jacques-Cartier dans le cadre du PSIE.

Numéro	Indicateur	Méthodologie	Protocole requis	Justification
1101001	Degré d'acidité des précipitations	pH de la pluie – Stations du MDDFEP	non	Non responsable des stations
1201001	État de la faune benthique	IGBN	oui	-
1202001	Niveau d'acidité des lacs	Acidité de lacs sélectionnés	oui	-
1301001	Propagation des plantes vasculaires non indigènes	Quadras d'échantillonnage	oui	-
1302001	Espèces exotiques envahissantes	Liste des EEE présentes	non	Recensement / inventaire
1303001	Incidence d'événements anthropiques sur les processus écologiques	Indice de perturbation/restauration	non	Recensement / inventaire
1304001	Importance de la déprédation	Indice de déprédation	non	Recensement / inventaire
1305001	Situation des espèces fauniques	Suivi des oiseaux nicheurs	non	-
1305101	Situation des espèces fauniques	Suivi des chauves-souris	non	-
1305103	Situation des espèces fauniques	Suivi des orignaux	non	Couverture complète du parc
1305108	Situation des espèces fauniques	Indice de la qualité de l'habitat de l'orignal	non	Couverture complète du parc
1305201	Situation des espèces fauniques	Route d'écoute des anoures	oui	-
1306301	Situation des espèces à statut particulier	Suivi de l'omble chevalier	oui	-
1307001	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	EFE	non	Suivi de sites précis
1308001	État de la ressource halieutique	Indice de qualité de pêche	non	Couverture complète du parc
2101001	Densité des infrastructures	Indice de densité des infrastructures actives	non	Couverture complète du parc
2102001	Fragmentation du territoire	Indice de dissection du paysage	non	Couverture complète du parc
2103001	Utilisation des terres en zone périphérique	Indice d'occupation du sol	non	Couverture complète du parc
2201001	Emprise des sentiers	Mesure de l'emprise des sentiers	oui	-
2202001	État des sites de camping	Indice de dégradation	oui	-
2203001	Qualité des aménagements reliés aux berges	Indice de dénaturalisation	oui	-
Total	21		8	

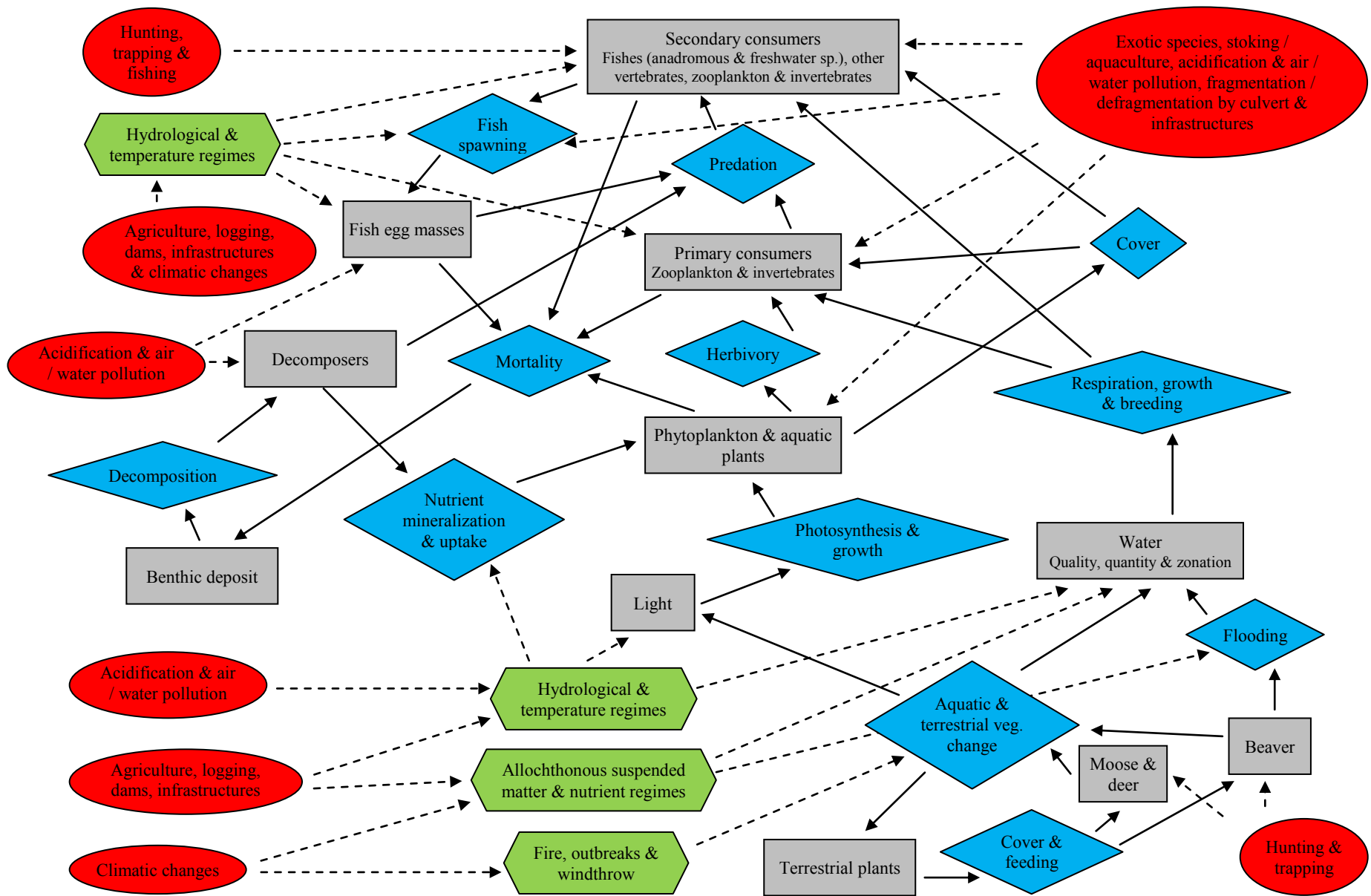
Annexe 4 - Indicateurs utilisés au parc national du Bic dans le cadre du PSIE.

Numéro	Indicateur	Méthodologie	Protocole requis	Justification
1101001	Degré d'acidité des précipitations	pH de la pluie – Stations du MDDEFP	non	Non responsable des stations
1201001	État de la faune benthique	IBGN	oui	-
1204001	Qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau	IQBP	oui	-
1301001	Propagation des plantes vasculaires non indigènes	Quadras d'échantillonnage	oui	-
1302001	Espèces exotiques envahissantes	Liste des EEE présentes	non	Recensement / inventaire
1303001	Incidence d'événements anthropiques sur les processus écologiques	Indice de perturbation/restauration	non	Recensement / inventaire
1304001	Importance de la déprédation	Indice de déprédation.	non	Recensement / inventaire
1305001	Situation des espèces fauniques	Suivi des oiseaux nicheurs	oui	-
1305101	Situation des espèces fauniques	Suivi des chauves-souris	oui	-
1305201	Situation des espèces fauniques	Route d'écoute des anoues	oui	-
1306507	Situation des espèces à statut particulier	Suivi du érigeron compositus	non	Suivi d'un site précis
1307001	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	EFE	non	Suivi d'un site précis
1307005	Qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	Programme de suivi des marais	oui	
1308004	État de la ressource halieutique	Récolte des myes	oui	-
2101001	Densité des infrastructures	Indice de densité des infrastructures actives	non	Couverture complète du parc
2102001	Fragmentation du territoire	Indice de dissection du paysage	non	Couverture complète du parc
2103001	Utilisation des terres en zone périphérique	Indice d'occupation du sol	non	Couverture complète du parc
2201001	Emprise des sentiers	Mesure de l'emprise des sentiers	oui	-
2202001	État des sites de camping	Indice de dégradation	oui	-
2203002	Qualité des aménagements reliés aux berges	Pourcentage de dénaturalisation	non	Suivi d'un site précis
Total	20		10	

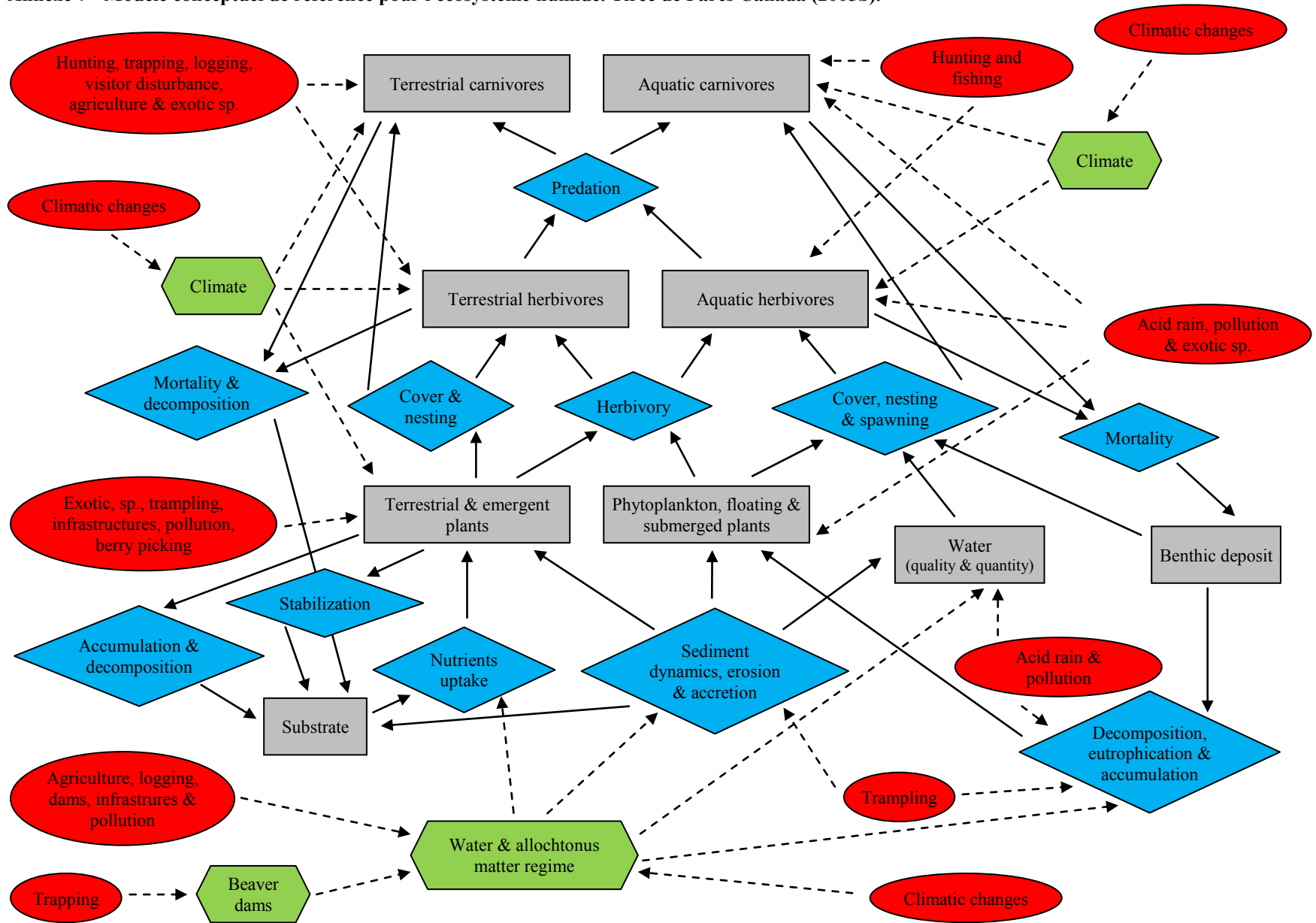
Annexe 5 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème forestier. Tirée de Parcs Canada (2005b).



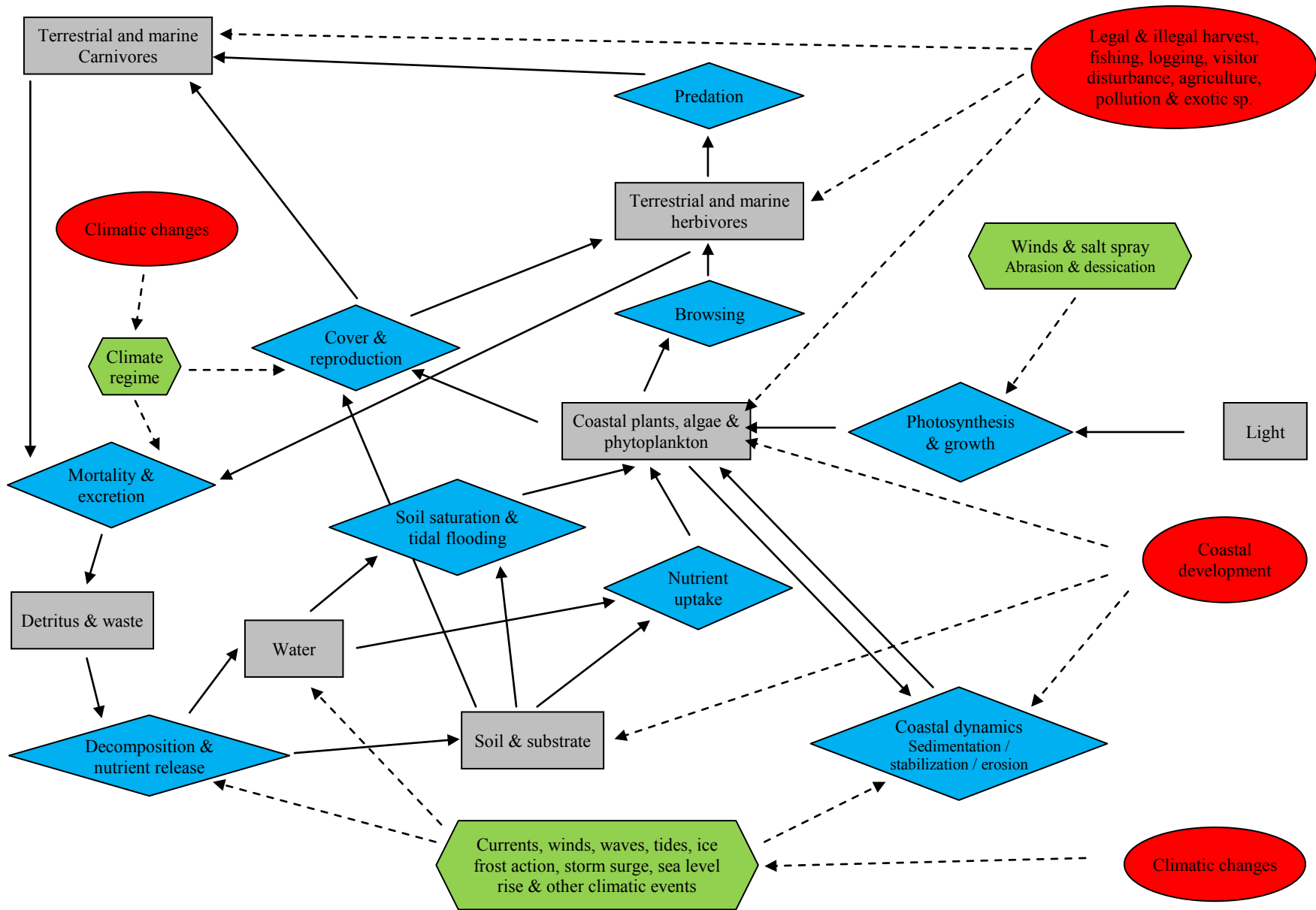
Annexe 6 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème aquatique. Tirée de Parcs Canada (2005b).



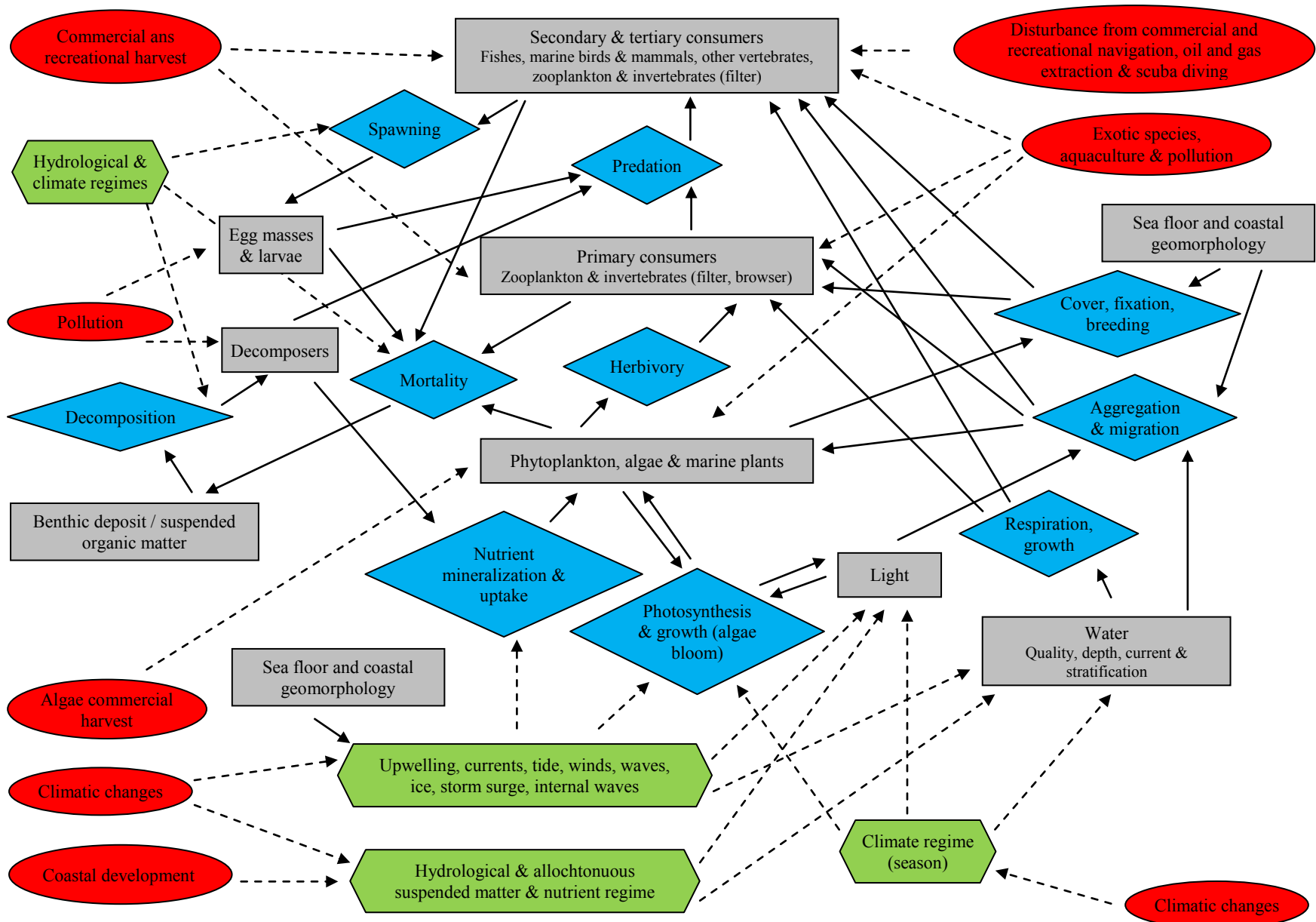
Annexe 7 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème humide. Tirée de Parcs Canada (2005b).



Annexe 8 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème côtier. Tirée de Parcs Canada (2006).



Annexe 9 - Modèle conceptuel de référence pour l'écosystème marin. Tirée de Parcs Canada (2006).



Annexe 10 - Récapitulatif des modifications apportées aux modèles conceptuels d'écosystèmes avant leur conversion en grilles d'analyse.

Écosystème forestier :

- Grouper « Chasse » et « Pêche » sans renommer
- Grouper « Pluie acide » et « Pollution » sans renommer
- Grouper « Litière organique », « Décomposeurs » et « Humus et sol minéral » et renommer « Décomposition, humus et sol minéral »
- Renommer « Plantes » pour « Plantes et arbres »

Écosystème aquatique :

- Ajouter « Dérangement par les visiteurs »
- Grouper « Originaux » et « Cerfs » sans renommer
- Grouper « Agriculture », « Aquaculture » et « Coupe de bois » et renommer « Bassin versant »
- Grouper « Présences d'infrastructures », « Barrages » et « Ponceaux » et renommer « Présences d'infrastructures »
- Grouper « Chasse », « Pêche » et « Piégeage » sans renommer
- Grouper « Décomposeurs » et « Dépôt benthique » et renommer « Décomposition et dépôt benthique »

Écosystème humide :

- Grouper « Agriculture », « Aquaculture » et « Coupe de bois » et renommer « Bassin versant »
- Grouper « Chasse », « Pêche » et « Piégeage » sans renommer
- Grouper « Présences d'infrastructures » et « Barrages » et renommer « Présences d'infrastructures »
- Renommer « Substrat » pour « Substrat terrestre »
- Renommer « Dépôt benthique » pour « Décomposition et dépôt benthique »

Écosystème côtier :

- Grouper « Pêche » et « Récolte » sans renommer
- Grouper « Agriculture » et « Coupe de bois » et renommer « Bassin versant »
- Grouper « Matière en décomposition » et « Sol et substrat » et renommer « Décomposition, sol et substrat »

Écosystème marin :

- Renommer « Récolte commerciale et récréative » pour « Pêche et récolte »
- Grouper « Dérangement par la navigation commerciale et récréative » et « Plongé » et renommer « Dérangement par les visiteurs et la navigation »
- Grouper « Décomposeurs » et « Dépôt benthique » et renommer « Décomposition et dépôt benthique »