

# **Analyse de la prise en compte des hydrosystèmes de la forêt boréale par la Stratégie québécoise sur les aires protégées**

**Louis-Vincent Lemelin  
Marcel Darveau**

**Rapport technique No Q2005-4**

**Canards Illimités - Québec  
2005**



**Canards Illimités Canada**  
LA SOCIÉTÉ DE CONSERVATION

#### LES RAPPORTS TECHNIQUES DE CANARDS ILLIMITÉS CANADA, RÉGION DU QUÉBEC.

Lancée en 2005, cette série de rapports donne des informations scientifiques et techniques issues de projets de Canards Illimités Canada (CIC), bureau du Québec. Le but de ces rapports est de diffuser des résultats d'études s'adressant à un public restreint ou qui sont trop volumineux pour paraître dans une revue scientifique avec arbitrage. D'ordinaire, seuls les spécialistes demandent ces rapports techniques. C'est pourquoi les rapports sont diffusés surtout en format électronique PDF, lisibles ou imprimables avec l'utilitaire gratuit Adobe Acrobat Reader ([www.adobe.com](http://www.adobe.com)).

En général, ces rapports ne sont publiés que dans une seule langue. Certains rapports peuvent être publiés en français et en anglais. Dans ce cas, une mention est faite à la page suivante. Ces rapports sont disponibles par courriel.

La citation recommandée apparaît au bas de la page suivante.

#### DUCKS UNLIMITED CANADA TECHNICAL REPORTS – QUÉBEC REGION

Established in 2005, this series of reports provides scientific and technical information from projects of the Quebec office of Ducks Unlimited Canada (DUC). The purpose of the reports is to make available material that is either of limited interest or that is too extensive to be published in refereed scientific journals. Technical reports of this nature are usually requested by specialists. Thus, the reports are essentially published in PDF electronic format readable or printable with the Adobe Acrobat Reader freeware ([www.adobe.com](http://www.adobe.com)).

These reports are generally published in one language only. Some may be published both in English and French. In such cases, it is mentioned on the next page. Copies of this report are available by email.

The recommended citation appears on the next page.

# Analyse de la prise en compte des hydrosystèmes de la forêt boréale par la Stratégie québécoise sur les aires protégées\*

Louis-Vincent Lemelin<sup>1</sup> et Marcel Darveau<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec (Québec) G1K 7P4 et Canards Illimités Canada, 710, rue Bouvier, bureau 260, Québec (Québec) G2J 1C2. Courriel : l\_lemelin@ducks.ca.

<sup>2</sup> Canards Illimités Canada, 710, rue Bouvier, bureau 260, Québec (Québec) G2J 1C2 et Centre de recherche en biologie forestière, Faculté de foresterie et de Géomatique, Université Laval, Québec (Québec) G1K 7P4. Courriels m\_darveau@ducks.ca et marcel.darveau@sbf.ulaval.ca.

Rapport technique N° Q2005-4

Canards Illimités - Québec

© Canards Illimités Canada 2005

ISBN 2-9808821-3-5

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2005

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 2005

## Citation recommandée:

Lemelin, L.V et M. Darveau. 2005. Analyse de la prise en compte des hydrosystèmes de la forêt boréale par la Stratégie québécoise sur les aires protégées. Rapport technique N° Q2005-4, Canards Illimités - Québec, Québec, 71 p.

---

\* Version remaniée du mémoire de fin d'études présenté par Louis-Vincent Lemelin au Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval, dans le cadre du programme de baccalauréat en aménagement et environnement forestiers.

## RÉSUMÉ

Les milieux aquatiques, humides et riverains couvrent une proportion considérable de la forêt boréale. Ils sont parmi les plus riches du biome boréal. Comme ils dépendent principalement de la dynamique hydrologique et de la géomorphologie de l'habitat, le maintien de la biodiversité associée à ces milieux exige la conservation du régime naturel d'écoulement des eaux. La Stratégie québécoise sur les aires protégées (SQAP) vise à conserver 8 % du territoire, et ce, en respectant la représentativité des écosystèmes. Cependant, l'intégrité écologique des hydrosystèmes d'eau douce et de leurs bassins versants ne fait pas partie des principaux facteurs déterminant les territoires à protéger. Nous avons donc effectué une analyse de carence de deux des quatre provinces naturelles de la forêt boréale (basses-terres de l'Abitibi et de la baie James et hautes-terres de Mistassini) pour vérifier si la SQAP prenait bien en compte les hydrosystèmes. Nous avons tenu compte, dans notre analyse, des caractéristiques de composition à l'échelle provinciale des hydrosystèmes, de même que d'un ensemble d'indicateurs d'altération anthropique de l'intégrité écologique des hydrosystèmes dulçaquicoles et de leurs bassins versants. Il en ressort qu'on pourrait bonifier la SQAP par : 1) l'ajustement des limites des territoires pour respecter les limites des bassins versants et mieux maintenir leur intégrité écologique; 2) l'augmentation de la représentativité des hydrosystèmes dulçaquicoles dans le réseau d'aires protégées; 3) l'identification des bassins versants comportant un minimum d'altération anthropique; et 4) l'emploi de stratégies de gestion d'utilisations multiples en complément aux aires protégées.

## **ABSTRACT**

Aquatic ecosystems, wetlands and riparian habitats cover a considerable proportion of the boreal forest. These ecosystems are among the richest of the boreal biome. Because they mainly depend on hydrological dynamics and local geomorphology, the maintenance of the biodiversity that they support requires the conservation of the natural flow regime. The Quebec Strategy on Protected Areas (QSPA) aims at preserving 8% of its territory through the selection of ecologically representative reserves. However, the ecological integrity of freshwater ecosystems and their watersheds is not directly considered in the selection of the areas of interest. Thus, we conducted a gap analysis on two of the four main natural provinces of the boreal forest (Abitibi and James Bay Lowlands and Mistassini Highlands) to verify if the hydrosystems were adequately taken into account by the QSPA. This analysis was based on provincial scale hydrosystems characteristics as well as on a set of indicators of ecological alteration specifically chosen for freshwater ecosystems and their catchment areas. Our study revealed that the QSPA could be improved by: 1) adjusting reserve boundaries to fit in with watershed boundaries; 2) increasing the representativeness of freshwater ecosystems in the conservation network; 3) selecting watersheds and aquatic networks where ecological integrity has been least damaged by prior management and; 4) implementing multiple-use management strategies in complement to protected areas.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1	LES HYDROSYSTÈMES BORÉAUX DU QUÉBEC DANS LE MONDE .....	1
1.2	ÉTAT DES HYDROSYSTÈMES AU QUÉBEC.....	1
1.3	CONTEXTE QUÉBÉCOIS EN MATIÈRE DE CONSERVATION DU PATRIMOINE ÉCOLOGIQUE .....	2
1.4	IMPORTANCE DES HYDROSYSTÈMES ET DE LA CONSERVATION DE LEUR INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE 4	
1.5	OBJECTIFS DU MÉMOIRE.....	5
<b>2.</b>	<b>RECENSION DES ÉCRITS .....</b>	<b>6</b>
2.1	RÉGIME D'ÉCOULEMENT NATUREL.....	6
2.2	BIODIVERSITÉ LIÉE AUX HYDROSYSTÈMES.....	7
2.3	APPROCHE DE CONSERVATION PAR FILTRE BRUT .....	9
2.4	ANALYSE DE CARENCE ( <i>GAP ANALYSIS</i> ) ET PLANIFICATION SYSTÉMATIQUE EN CONSERVATION 10	
2.5	LIMITES DES BASSINS VERSANTS ET SUPERFICIE DES AIRES PROTÉGEANT LES ÉCOSYSTÈMES D'EAU DOUCE .....	12
2.6	REPRÉSENTATIVITÉ ÉCOLOGIQUE.....	13
2.7	INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE.....	14
2.8	MESURE DE L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE .....	16
2.9	INDICATEURS D'ALTÉRATION ÉCOLOGIQUE.....	17
2.9.1	<i>Urbanisation</i> .....	17
2.9.2	<i>Barrages</i> .....	18
2.9.3	<i>Réseaux routier et ferroviaire</i> .....	19
2.9.4	<i>Réseau de transport d'énergie</i> .....	19
2.9.5	<i>Zones d'exploitation minière</i> .....	19
2.9.6	<i>Autres activités anthropiques non retenues</i> .....	20
2.9.6.1	Exploitation forestière.....	20
2.9.6.2	Drave.....	21
<b>3.</b>	<b>MATÉRIEL ET MÉTHODES .....</b>	<b>22</b>
3.1	TERRITOIRE À L'ÉTUDE .....	22
3.2	DÉLIMITATION ET ÉCHELLE DES UNITÉS TERRITORIALES.....	22
3.3	DÉFINITION DES CRITÈRES D'ANALYSE DES UNITÉS TERRITORIALES .....	23
3.3.1	<i>Variables descriptives des hydrosystèmes</i> .....	23
3.3.2	<i>Indicateurs d'altération écologique des hydrosystèmes</i> .....	24
3.3.2.1	Agglomérations (BNDT) .....	24
3.3.2.2	Barrages (CEHQ).....	25
3.3.2.3	Routes (BNDT et RRNC1) .....	26
3.3.2.4	Chemins de fer (BNDT).....	26
3.3.2.5	Lignes de transport d'énergie (BNDT) .....	26
3.3.2.6	Zones d'exploitation minière (BNDT).....	26
3.4	DÉFINITION DE PRINCIPES DE FILTRE BRUT APPLICABLES À LA CONSERVATION DES HYDROSYSTÈMES DE LA FORÊT BORÉALE .....	27
3.5	APPLICATION DES PRINCIPES ET CRITÈRES OBTENUS AUX PROVINCES NATURELLES F ET G : UNE ANALYSE DE CARENCE DE DEUXIÈME ORDRE .....	28

3.5.1	<i>Analyse descriptive des hydrosystèmes des provinces naturelles</i> .....	28
3.5.2	<i>Analyse des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt</i> .....	28
3.5.3	<i>Identification de territoires d'intérêt potentiels pour la conservation des hydrosystèmes</i> ...	28
3.6	LOGICIELS UTILISÉS .....	29
<b>4.</b>	<b>RÉSULTATS</b> .....	<b>30</b>
4.1	PRINCIPES DE FILTRE BRUT APPLICABLES À LA CONSERVATION DES HYDROSYSTÈMES .....	30
4.2	ANALYSES DESCRIPTIVES ET D'ALTÉRATION ÉCOLOGIQUE DES PROVINCES NATURELLES .....	30
4.3	ANALYSE DE CARENCE DE DEUXIÈME ORDRE DE LA PROVINCE NATURELLE F.....	32
4.3.1	<i>Contribution des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt à l'objectif de conservation</i> .....	32
4.3.2	<i>Proposition de territoires d'intérêt potentiels</i> .....	34
4.3.2.1	Opportunités d'agrandissement des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt .....	34
4.3.2.2	Identification de nouveaux territoires.....	34
4.3.2.3	Analyse des performances et validation du choix des territoires d'intérêt potentiels..	35
4.4	ANALYSE DE CARENCE DE DEUXIÈME ORDRE DE LA PROVINCE NATURELLE G.....	38
4.4.1	<i>Contribution des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt à l'objectif de conservation</i> .....	38
4.4.2	<i>Proposition de territoires d'intérêt potentiels</i> .....	39
4.4.2.1	Opportunités d'agrandissement des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt	39
4.4.2.2	Identification de nouveaux territoires.....	40
4.4.2.3	Analyse des performances et validation du choix des territoires d'intérêt potentiels..	40
<b>5.</b>	<b>DISCUSSION</b> .....	<b>43</b>
5.1	VALEUR SCIENTIFIQUE DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE.....	43
5.1.1	<i>Principes de filtre brut appliqués à la conservation des hydrosystèmes</i> .....	43
5.1.2	<i>Analyses descriptives des unités écologiques</i> .....	43
5.1.3	<i>Méthode de sélection des nouvelles aires protégées</i> .....	44
5.1.4	<i>Analyses d'altération écologique des hydrosystèmes</i> .....	45
5.1.5	<i>Analyse de carence de deuxième ordre</i> .....	46
5.1.6	<i>Approche systématique de conservation</i> .....	46
5.1.7	<i>Limitations géopolitiques</i> .....	46
5.2	PERSPECTIVES D'INTÉGRATION DE LA MÉTHODE DÉVELOPPÉE À LA SQAP .....	47
5.2.1	<i>Valeur de la contribution</i> .....	47
5.2.2	<i>Modèles de gestion d'utilisations multiples</i> .....	47
5.2.3	<i>Facilité d'intégration</i> .....	48
<b>6.</b>	<b>CONCLUSION</b> .....	<b>49</b>
<b>7.</b>	<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>49</b>
<b>8.</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>50</b>
<b>9.</b>	<b>ANNEXES</b> .....	<b>55</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<b>TABLEAU 1</b>	CARACTÉRISTIQUES DES DONNÉES UTILISÉES COMME INDICATEURS D'ALTÉRATION ÉCOLOGIQUE.....	27
<b>TABLEAU 2</b>	OBJECTIFS DE CONSERVATION ET DE PROPOSITION DE TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS POUR LES PROVINCES NATURELLES F ET G. ....	31
<b>TABLEAU 3</b>	ANALYSE DE L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DES HYDROSYSTÈMES DES PROVINCES NATURELLES F, G, D ET E.....	32
<b>TABLEAU 4</b>	OPPORTUNITÉS D'AGRANDISSEMENT DES AIRES PROTÉGÉES EXISTANTES ET DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT DE LA PROVINCE NATURELLE F. ....	34
<b>TABLEAU 5</b>	ANALYSE DE LA COMPOSITION ET DE L'ALTÉRATION ÉCOLOGIQUE DES HYDROSYSTÈMES DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS DE LA PROVINCE NATURELLE F.....	37
<b>TABLEAU 6</b>	OPPORTUNITÉS D'AGRANDISSEMENT DES AIRES PROTÉGÉES EXISTANTES ET DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT DE LA PROVINCE NATURELLE G. ....	40
<b>TABLEAU 7</b>	ANALYSE DE LA COMPOSITION ET DE L'ALTÉRATION ÉCOLOGIQUE DES HYDROSYSTÈMES DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS DE LA PROVINCE NATURELLE G. ....	42

## LISTE DES FIGURES

<b>FIGURE 1</b>	LES PROVINCES NATURELLES DU CADRE ÉCOLOGIQUE DE RÉFÉRENCE DU QUÉBEC. ....	23
<b>FIGURE 2</b>	REPRÉSENTATION DE L'ALTÉRATION ÉCOLOGIQUE DANS LA PARTIE SUD DE LA PROVINCE NATURELLE F. ....	25
<b>FIGURE 3</b>	ABONDANCE RELATIVE DES ÉTENDUES D'EAU (%), DES TERRES HUMIDES (%) ET DES COURS D'EAU (KM/1000 KM <sup>2</sup> ) DANS LES PROVINCES NATURELLES F, G, D ET E. ....	31
<b>FIGURE 4</b>	AIRES PROTÉGÉES EXISTANTES ET TERRITOIRES D'INTÉRÊT UTILISÉS POUR L'ANALYSE DE LA PROVINCE NATURELLE F. EN BLEU APPARAISSENT LES ÉTENDUES D'EAU ET EN VERT, LES TERRES HUMIDES. ....	33
<b>FIGURE 5</b>	TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS DE LA PROVINCE NATURELLE F. EN BLEU APPARAISSENT LES ÉTENDUES D'EAU ET EN VERT, LES TERRES HUMIDES. ....	36
<b>FIGURE 6</b>	AIRES PROTÉGÉES EXISTANTES ET TERRITOIRES D'INTÉRÊT UTILISÉS POUR L'ANALYSE DE LA PROVINCE NATURELLE G. EN BLEU APPARAISSENT LES ÉTENDUES D'EAU ET EN VERT, LES TERRES HUMIDES. ....	39
<b>FIGURE 7</b>	TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS DE LA PROVINCE NATURELLE G. EN BLEU APPARAISSENT LES ÉTENDUES D'EAU ET EN VERT, LES TERRES HUMIDES. ....	41



## LISTE DES ANNEXES

<b>ANNEXE 1</b>	RÉSULTATS DES ANALYSES DES AIRES PROTÉGÉES EXISTANTES DE LA PROVINCE NATURELLE DES BASSES-TERRES DE L'ABITIBI ET DE LA BAIE JAMES (F). .....	56
<b>ANNEXE 2</b>	RÉSULTATS DES ANALYSES DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT DE LA PROVINCE NATURELLE DES BASSES-TERRES DE L'ABITIBI ET DE LA BAIE JAMES (F). .....	57
<b>ANNEXE 3</b>	DISTRIBUTION DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS PAR RAPPORT AUX AIRES PROTÉGÉES ET AUX TERRITOIRES D'INTÉRÊT (EN TRANSPARENCE) DE LA PROVINCE NATURELLE BASSES-TERRES DE L'ABITIBI ET DE LA BAIE JAMES (F). .....	58
<b>ANNEXE 4</b>	RÉSULTATS DES ANALYSES DES AIRES PROTÉGÉES ET DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT DE LA PROVINCE NATURELLE DES HAUTES-TERRES DE MISTASSINI (G). .....	59
<b>ANNEXE 5</b>	DISTRIBUTION DES TERRITOIRES D'INTÉRÊT POTENTIELS PAR RAPPORT AUX AIRES PROTÉGÉES ET AUX TERRITOIRES D'INTÉRÊT (EN TRANSPARENCE) DE LA PROVINCE NATURELLE DES HAUTES-TERRES DE MISTASSINI (G). .....	60
<b>ANNEXE 6</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F01.....	61
<b>ANNEXE 7</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F02.....	61
<b>ANNEXE 8</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F03.....	62
<b>ANNEXE 9</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F04.....	62
<b>ANNEXE 10</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F05.....	63
<b>ANNEXE 11</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F06.....	63
<b>ANNEXE 12</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F07.....	64
<b>ANNEXE 13</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F08.....	64
<b>ANNEXE 14</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F09.....	65
<b>ANNEXE 15</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F10.....	65
<b>ANNEXE 16</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL F11.....	66
<b>ANNEXE 17</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G01.....	66
<b>ANNEXE 18</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G02.....	67
<b>ANNEXE 19</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G03.....	67
<b>ANNEXE 20</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G04.....	68
<b>ANNEXE 21</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G05.....	68
<b>ANNEXE 22</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G06.....	69
<b>ANNEXE 23</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G07.....	69
<b>ANNEXE 24</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G08.....	70
<b>ANNEXE 25</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G09.....	70
<b>ANNEXE 26</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G10.....	71
<b>ANNEXE 27</b>	TERRITOIRE D'INTÉRÊT POTENTIEL G11.....	71



## 1. Introduction

### 1.1 Les hydrosystèmes boréaux du Québec dans le monde

Parmi les écosystèmes aquatiques, humides et riverains du monde, les hydrosystèmes de la forêt boréale du Québec partagent des caractéristiques écologiques à la fois avec ceux de la zone boréale mondiale, comparables par leur climat, et ceux de l'Amérique du Nord, pour les espèces qu'ils partagent. Malgré l'altération anthropique qu'ils ont subie, ils représentent une partie relativement intacte des hydrosystèmes de la forêt boréale et de l'Amérique du Nord qu'il importe de préserver. La protection des écosystèmes aquatiques laisse souvent à désirer, car les parcs et réserves nord-américains visent habituellement des attributs terrestres et ne protègent que de simples fragments de bassins versants, avec peu d'intérêt pour le maintien de l'intégrité des écosystèmes aquatiques (Miller *et al.* 1989). De plus, on a calculé que 77 % des eaux des 139 plus grandes rivières du Canada et des États-Unis, de l'Europe et de l'Ex-URSS sont fortement ou modérément affectées par des modifications du régime des eaux (Dynesius et Nilsson 1994). Par ailleurs, la faune aquatique y est généralement et proportionnellement plus menacée que la faune terrestre (Richter *et al.* 1997b). En Amérique du Nord, la disparition d'au moins trois genres, 27 espèces et 13 sous-espèces de poissons a été signalée (Miller *et al.* 1989). Cela est sans compter les nombreux cas d'espèces de poissons ayant fait l'objet de pertes de variation génétique (Miller *et al.* 1989). Le rythme d'extinction de la faune ichtyenne d'Amérique du Nord devrait par surcroît s'accroître (Miller *et al.* 1989); le taux d'extinction futur de la faune d'eau douce est estimé à près de cinq fois celui de la faune terrestre et trois fois celui des mammifères marins des littoraux (Ricciardi et Rasmussen 1999).

### 1.2 État des hydrosystèmes au Québec

Le territoire québécois est des plus riches qui soient en eau douce. Les milieux aquatiques, humides et riverains qu'il recèle sont aussi diversifiés qu'abondants. Cette énorme richesse demeure cependant tributaire des activités humaines passées, présentes et futures.

Les exploitations minières, forestières et hydroélectriques, et l'ensemble des activités qui leur sont connexes, ont eu de multiples impacts directs et indirects sur les hydrosystèmes dulçaquicoles. En plus de la construction de nombreux barrages, ces exploitations ont entraîné l'expansion des réseaux de transport : talus de routes et de voies ferrées, ponts, remblais, fossés, etc. Dans le bassin du fleuve Saint-Laurent, de nombreux réseaux hydrographiques ont été dénaturés de façon directe par la drave, amenant de multiples conséquences : lacs rehaussés en réservoirs inondant de vastes territoires, écotones lacustres submergés, billes de bois immergées au fond des lacs, cours des ruisseaux redressés, berges et lits érodés et rapides transformés en estacades. Toutes ces altérations des hydrosystèmes et des habitats qu'ils représentent ne sont pas sans effets majeurs sur les espèces animales et végétales indigènes qui y sont associées.

Parallèlement, plusieurs espèces végétales des eaux et des milieux humides, susceptibles d'en appauvrir la biodiversité, ont été introduites au Québec, telles que le myriophylle à épi (*Myriophyllum spicatum*), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*), l'hydrocharide grenouillette (*Hydrocharis morsus-ranae*), le roseau commun (*Phragmites communis*), le butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) ou encore la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) (Jean *et al.* 2002). Bien que les dommages écologiques associés à ces espèces soient surtout observés en zone tempérée, rien n'indique que leur progression s'arrêtera aux limites de la zone boréale.

Plusieurs espèces animales exotiques ont été accidentellement introduites dans le bassin du Saint-Laurent, notamment la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), qui s'est dispersée en moins de quinze ans depuis l'état du Dakota jusqu'à Québec (Ralley 2002). En forêt boréale, la colonisation d'espèces fourragères introduites par les pêcheurs sportifs a considérablement affecté les populations d'omble de fontaine.

### 1.3 Contexte québécois en matière de conservation du patrimoine écologique

La communauté scientifique a souvent qualifié l'établissement des aires protégées de démarche opportuniste (Noss 1987, Pressey *et al.* 1993), pragmatique (Margules *et al.*

1988), réactive (Scott *et al.* 1993) et *ad hoc* (Pressey 1994). Le réseau de conservation québécois émergent du XX<sup>e</sup> siècle n'échappait pas à cette règle.

En 1996, la Stratégie québécoise sur les aires protégées (SQAP) a été mise sur pied suite aux engagements pris par le gouvernement du Québec pour la mise en oeuvre de la Convention internationale sur la diversité biologique (Ministère de l'Environnement 1999). Selon les objectifs du gouvernement du Québec (2002), le réseau d'aires protégées doit être représentatif des grandes unités écologiques et de la diversité biologique, « tant terrestre, aquatique, estuarienne que marine ». Les principes théoriques sous-jacents à la SQAP ont été énoncés dans un mémoire préparé par Michel E. Bergeron (2002) dans le cadre d'une maîtrise, et auquel fera abondamment référence le présent mémoire. La SQAP s'appuie sur la classification du Cadre écologique de référence du Québec (CÉR) comme base scientifique de l'évaluation de la biodiversité (Li et Ducruc 2000). La sélection systématique des territoires est effectuée à partir d'un système d'information géographique et à l'aide d'un logiciel spécifique : l'extension *C-Plan*. Développée en Australie par le *New South Wales National Parks and Wildlife Service*, l'extension *C-Plan*, couplée avec l'un des logiciels de la série *ArcView*, permet de tenir compte de paramètres écologiques ainsi que des notions d'irremplaçabilité et de complémentarité dans l'identification de territoires d'intérêt pour la conservation (Bergeron 2002). Les territoires d'intérêt identifiés sont ensuite analysés selon des aspects socioéconomiques et d'intégration à la gestion du territoire, puis se voient en conséquence attribuer ou non le statut d'aire protégée.

Malgré les efforts déployés dans la SQAP, le Québec accuse toujours un retard considérable en comparaison des autres provinces canadiennes (CÉGFPQ 2004). Lors du processus de consultation publique menée en 2004 par la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, la grande majorité des intervenants s'est dite en faveur du parachèvement du réseau provincial de conservation (CÉGFPQ 2004).

En forêt boréale au Québec, considérer les aires protégées dans une matrice de forêt aménagée selon des principes d'aménagement écosystémiques mènera à des conclusions différentes que dans une matrice parsemée de zones sous aménagement forestier intensif,

sous exploitation minière ou hydroélectrique ou urbanisées. Considérant qu'à l'échelle des temps géologiques, toutes les espèces sont condamnées à l'extinction, un objectif raisonnable de conservation devrait s'étendre sur quelques millénaires (Soulé et Simberloff 1986). Où en sera alors rendue la forêt boréale québécoise ? À la vitesse où les changements ont eu lieu, particulièrement depuis la seconde moitié du dernier millénaire, il apparaît vraisemblable de supposer que le territoire aura connu les effets de l'étalement urbain, de pressions accrues d'utilisation et du réchauffement climatique. Les décisions de conservation devront par conséquent être prises en tenant compte des possibilités d'expansion des activités humaines sur le territoire.

#### 1.4 Importance des hydrosystèmes et de la conservation de leur intégrité écologique

Les hydrosystèmes occupent, uniquement en termes de superficie, des proportions significatives du territoire. Du point de vue des organismes qui y sont associés ou qui en dépendent, les habitats aquatiques, humides et riverains sont vitaux pour un nombre considérable d'espèces animales et végétales (Sjöberg et Ericson 1992, Naiman *et al.* 1993). Les eaux douces du domaine boréal québécois abritent notamment, à un moment ou l'autre de leur cycle vital, 58 espèces de poissons (Bernatchez et Giroux 2000). Plusieurs espèces d'oiseaux et de mammifères en dépendent aussi, comme par exemple le Martin-pêcheur d'Amérique (*Ceryle alcyon*) et la loutre de rivière (*Lontra canadensis*). Ce sont par ailleurs au moins 53 % des espèces de vertébrés du Québec (excluant les poissons) qui recherchent les milieux riverains secs (Huot et Vandal 1988). En raison des caractéristiques écotoniques et de la nature même des hydrosystèmes, les humains accordent une importance marquée à ces milieux. Toutes ces raisons font en sorte qu'un réseau d'aires protégées doit représenter dans une juste mesure les hydrosystèmes sous toutes leurs formes. Il importe dès lors de vérifier si une stratégie de conservation peut permettre d'arriver à cette fin.

L'intégrité écologique des hydrosystèmes leur confère par ailleurs une valeur de témoins écologiques fort utiles pour gérer l'utilisation du territoire et des activités anthropiques des autres bassins versants selon leur effet sur la ressource hydrosystémique. Un réseau représentatif de bassins versants protégés pourra servir de référence dans des projets de

recherche et comme point de départ pour fixer un niveau d'altération anthropique souhaitable pour la société sur l'ensemble du territoire, i.e. pour documenter de façon scientifique la dégradation et l'efficacité de programmes régulateurs des activités humaines sur les cours d'eau (Karr 1991, Frissell et Bayles 1996).

### 1.5 Objectifs du mémoire

L'objectif général du mémoire est d'analyser la contribution de la SQAP à la prise en compte des hydrosystèmes de la forêt boréale. Par l'analyse des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt des provinces naturelles des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (province « F ») et des hautes terres de Mistassini (« G »), le mémoire explorera les possibilités d'établissement d'aires protégées pour les hydrosystèmes. La simple conception de la démarche d'analyse exigera de rassembler des connaissances scientifiques de divers domaines pertinents et permettra d'évaluer certains aspects de la SQAP elle-même. En cas de nécessité, des mesures correctrices ou supplémentaires seront suggérées. Enfin, le mémoire vise également à proposer un ensemble de territoires d'intérêt potentiels pour la création d'aires protégées visant les hydrosystèmes.

## 2. Recension des écrits

### 2.1 Régime d'écoulement naturel

Pour comprendre la nature de la diversité biologique liée aux hydrosystèmes, il importe de comprendre le rôle joué par les variations dynamiques de l'environnement physique (Poff et Allan 1997).

L'environnement physique des hydrosystèmes se divise en trois composantes abiotiques : l'eau, les substrats et le climat. Ces trois composantes interagissent entre elles de façon dynamique – de façon variée dans le temps – pour former des assemblages fortement diversifiés. L'eau, à la fois constituante des organismes vivants et milieu de vie pour plusieurs d'entre eux, exerce également son action sur le microclimat et la géomorphologie locale (Naiman *et al.* 1993). L'influence de l'eau sur la structure physique de l'habitat varie non seulement en fonction des patrons régionaux de substrat et de climat, mais aussi à l'intérieur d'un même hydrosystème, au fur et à mesure de la taille du cours d'eau (Poff et Allan 1997). Le substrat, expression de la géologie et de la topographie, agit par l'interaction de son agencement selon les axes longitudinal et altitudinal du cours d'eau. Il est à la fois impliqué dans la nutrition des écosystèmes et dans la détermination des caractéristiques physicochimiques de l'eau. Le climat, qui intègre le facteur temps, est responsable des variations de la température et des précipitations, sans compter son rôle dans les épisodes de glaciation.

La compréhension des facteurs environnementaux est à l'origine du développement du concept de régime d'écoulement naturel, qui est défini par la pleine étendue des variations intra et interannuelles des régimes hydrologiques, ainsi que les caractéristiques associées de synchronisation, de durée, de fréquence et de vitesse de changement des débits (Richter *et al.* 1997a). Le régime d'écoulement naturel intègre notamment le régime de perturbations naturelles des milieux aquatiques, humides et riverains, lequel est constitué d'un ensemble de perturbations agissant à plusieurs échelles spatiotemporelles (Naiman *et al.* 1993) : inondations, feux, glissements de terrains, migration des chenaux, accumulations de débris, activités du castor (*Castor canadensis*), etc. Le régime d'écoulement naturel, qui définit les caractéristiques écologiques des hydrosystèmes



(Poff et Allan 1997), est considéré critique pour le maintien de l'entière biodiversité et de l'intégrité des hydrosystèmes (Nilsson 1992, Naiman *et al.* 1993, Dynesius et Nilsson 1994, Ligon *et al.* 1995, Power *et al.* 1995, Poff et Allan 1997, Richter *et al.* 1997a, Richter *et al.* 1997b). Enfin, les principes du paradigme de l'écoulement naturel des eaux suggèrent que les réserves hydrosystémiques soient situées dans des zones dont le régime hydrique est intact ou possiblement restauré (Saunders *et al.* 2002).

## 2.2 Biodiversité liée aux hydrosystèmes

Les écosystèmes riverains sont des milieux exceptionnellement productifs et fertiles (Hunter 1990, Décamps 1993). Ces corridors naturels offrent les habitats biophysiques les plus diversifiés, dynamiques et complexes des milieux terrestres (Naiman *et al.* 1993). La simple diversité longitudinale des habitats d'un cours d'eau est une source de diversité biologique, en particulier lorsque sa taille lui confère des plaines d'inondations distinctes (Hunter 1990).

Les espèces indigènes associées aux hydrosystèmes possèdent la capacité de survivre et de se reproduire à l'intérieur d'un patron de variabilité environnementale (Power *et al.* 1995, Poff et Allan 1997, Richter *et al.* 1997a). En effet, les zones riveraines sont habituellement riches en espèces végétales qui se dispersent par l'eau (Jansson *et al.* 2000) ou qui présentent d'autres adaptations pour survivre et exploiter les fluctuations des cours d'eau (Power *et al.* 1995, Poff et Allan 1997). Ces fluctuations du niveau et du débit des cours d'eau font donc partie des agents responsables de l'unicité du biote (Hunter 1990).

Les communautés végétales riveraines sont sujettes à des variations temporelle et spatiale (Nilsson *et al.* 1989, Décamps 1993, Poff et Allan 1997). Premièrement, la fréquence des crues détermine le stade de succession atteint dans la séquence, le stade primaire suivant les épisodes d'inondations destructrices (Décamps 1993). Deuxièmement, divers stades de succession peuvent coexister au fil du paysage riverain d'un même cours d'eau (Décamps 1993), et ce, de façon plutôt irrégulière (Nilsson *et al.* 1989).

En amont, les sources d'apports de nutriments sont proportionnellement davantage allochtones et, en aval, autochtones (Karr 1991). Chez les petits ruisseaux forestiers, la production primaire est faible : on considère qu'environ 99 % de la matière organique qui y entre provient de sources externes (Hunter 1990). Ainsi, les communautés benthiques des ruisseaux de tête sont dominées par des détritivores, celles des eaux de mi-cours par des râcleurs et celles des bas de bassins versants par des prédateurs, des filtreurs et des collecteurs (Vannote *et al.* 1980).

Le débit et les berges naturelles des cours d'eau sont très importants pour le maintien des réseaux trophiques des rivières, leur productivité et leur biodiversité (Power *et al.* 1995). La modification de la fréquence, de la durée et de la synchronisation saisonnière des inondations peut entre autres éliminer les signaux de fraie ou de migration des poissons, ou réduire l'accès aux sites de fraie et d'élevage (Poff et Allan 1997, Richter *et al.* 1997a). La modification du régime d'écoulement peut également modifier la distribution des organismes sensibles à la vitesse du courant, tels certains périphytons, phytoplanctons, macrophytes, invertébrés, alevins et œufs (Richter *et al.* 1997a). Enfin, il est considéré que les zones riveraines constituent des corridors hautement susceptibles aux envahissements par des plantes exotiques, autant en direction amont qu'aval (Décamps 1993).

Les hydrosystèmes et leurs zones riveraines jouent par ailleurs un rôle clé dans les processus écologiques à plus grande échelle. Ils constituent entre autres un réseau de corridors des plus utilisés par la faune (Hunter 1990, Dynesius et Nilsson 1994). Il est en effet reconnu que les bordures des cours d'eau sont des corridors fauniques très fréquentés.

La condition d'un hydrosystème dépend toutefois des événements et des activités ayant lieu sur la globalité du bassin versant (O'keefe 1989, Frissell et Bayles 1996, Poff et Allan 1997). Les hydrosystèmes sont en effet particulièrement sensibles aux activités anthropiques, en raison de la persistance des divers types d'impacts et de la nature extensive des activités ayant cours sur les bassins versants (Frissell et Bayles 1996). Les activités humaines sur le territoire induisent le plus souvent des effets subtils et

envahissants pour les écosystèmes aquatiques. Qui plus est, leurs impacts cumulatifs ne sont généralement pas considérés dans les énoncés d'engagement environnementaux (Frissell et Bayles 1996). Même à l'échelle régionale, peu d'études ont ciblé l'impact cumulatif des différents stress sur les ressources des hydrosystèmes (Chu *et al.* 2003). De nos jours, les activités pratiquées sur le territoire sont plutôt justifiées plus ou moins explicitement par la capacité de l'environnement à « absorber » leurs impacts sans que cela n'induisse de changements irréversibles dans les écosystèmes. Cette assumption n'a jamais été vérifiée et il demeure que les actions doivent être posées dans l'incertitude (Frissell et Bayles 1996).

### 2.3 Approche de conservation par filtre brut

L'objectif premier de l'établissement d'une aire protégée est généralement formulé comme la conservation de la biodiversité. Afin de prendre en compte la biodiversité à tous ses niveaux, l'organisme *The Nature Conservancy* a développé un système d'inventaire, d'évaluation et de protection des éléments de la diversité biologique, dont les principales composantes sont les filtres fin et brut ; l'inventaire et la classification des communautés végétales formant le filtre brut (Noss 1987). Hunter *et al.* (1988) se sont par la suite approprié le concept en adressant de sévères critiques à son endroit, puis en réorientant son utilisation. Les critiques formulées soulignaient entre autres que l'objectif de l'approche par filtre brut ne doit pas être la conservation des communautés, mais bien la conservation de la diversité des espèces et que, dans une perspective évolutive, les communautés stables n'ont pas plus d'importance que les communautés rares, transitoires ou lâchement organisées. Aussi, en raison des glaciations des derniers 4 000 à 8 000 ans ayant sévi sur l'est de l'Amérique du Nord, les communautés végétales ne sont pas le produit final d'une longue coévolution, mais plutôt d'une colonisation récente. Les auteurs ont enfin suggéré que l'approche par filtre brut fonctionnerait plus efficacement si l'emphase était mise sur la diversité des environnements abiotiques au lieu des communautés.

Depuis, l'approche par filtre brut s'est vue reconnue par l'ensemble de la communauté scientifique et apparaît donc valable pour une application à la conservation des hydrosystèmes de la forêt boréale.

#### 2.4 Analyse de carence (*Gap Analysis*) et planification systématique en conservation

L'analyse de carence est une démarche de conservation qui tient compte des aires protégées existantes. Elle a pour objectif de cibler la sous-représentativité de la biodiversité pour l'établissement de nouvelles mesures de conservation. Le concept a connu un important développement technique lors des travaux menés par Scott *et al.* (1993). Un important programme de conservation a par la suite été élaboré pour une application aux États-Unis, sous le nom de *Gap Analysis Program (GAP)*. Plus récemment, le programme a accordé une part spécifique aux écosystèmes aquatiques (Brannon 2001).

Parallèlement, ont été développées et appliquées des méthodes systématiques de sélection des réserves de biodiversité (Margules *et al.* 1988, Nicholls et Margules 1993, Pressey *et al.* 1993, Pressey 1994, Nantel *et al.* 1998, Ferrier *et al.* 2000, Margules et Pressey 2000). La démarche systématique de sélection considère trois principes : la complémentarité, la flexibilité et l'irremplaçabilité des unités territoriales (Pressey *et al.* 1993). Ces trois principes font en sorte de minimiser la superficie nécessaire pour atteindre des objectifs de conservation donnés (Pressey *et al.* 1993). Un désavantage de la démarche est que la valeur d'irremplaçabilité des unités territoriales doit être recalculée à chaque fois qu'un territoire acquiert le statut d'aire protégée (Ferrier *et al.* 2000). De même, la combinaison des territoires d'intérêt doit être réévaluée à chaque fois que l'un d'eux est abandonné.

Il s'avère que les méthodes systématiques utilisent une démarche générale semblable à celle de l'analyse de carence. En effet, les quatre premières étapes de cette démarche, explicitées par Margules et Pressey (2000), consistent à : 1) compiler des données sur la biodiversité d'une région donnée; 2) identifier des objectifs de conservation; 3) évaluer le réseau de conservation existant; et 4) sélectionner de nouvelles aires protégées. Ces étapes correspondent fidèlement à la définition attribuée à l'analyse de carence pour la

conservation de la biodiversité. De façon plus spécifique, ce qui différencie les deux courants de pensée est principalement l'utilisation d'algorithmes du côté des méthodes systématiques.

Mis à part la méthode de sélection des aires protégées, la biologie de la conservation adresse une seconde question importante, celle des données à utiliser pour l'évaluation de la biodiversité.

Une foule de théories écologiques ont été élaborées à partir du modèle selon lequel les communautés végétales sont des entités de biodiversité à part entière possédant des caractéristiques intrinsèques (Hunter *et al.* 1988). Les approches d'évaluation de la biodiversité employées jusqu'à maintenant utilisent en effet des mesures variées basées sur les espèces présentes (cf. Scott *et al.* 1987, Margules *et al.* 1988, Nicholls et Margules 1993, Pressey *et al.* 1993, Scott *et al.* 1993, Brannon 2001, Scott *et al.* 2001). Un problème majeur lié à l'utilisation de la végétation (Scott *et al.* 1993) et des espèces animales dans l'approche par filtre brut provient de la variabilité et du caractère évolutif des combinaisons, de la mobilité des espèces en fonction du temps (Soulé et Simberloff 1986). De plus, la végétation est habituellement définie par les espèces dominantes, qui sont souvent des espèces généralistes (Scott *et al.* 1993). Par ailleurs, les modifications anthropiques ne sont que rarement intégrées à la classification des communautés écologiques, même si elles font réellement partie des mosaïques fonctionnelles du paysage (Noss 1987). La SQAP utilise le CÉR comme base de données pour l'évaluation de la biodiversité. Celui-ci est particulièrement approprié pour une utilisation à l'échelle d'un territoire aussi vaste que le Québec.

La méthode de conservation explorée dans ce mémoire s'avère d'un type jamais explicité comme tel auparavant : l'analyse de carence de deuxième ordre. Il s'agit essentiellement d'une analyse de carence qui intervient seulement après qu'une première analyse de carence ait été complétée et qui est basée sur un découpage écologique différent du premier. Il s'agit en somme de regarder le même objet sous un angle différent pour en apprécier les différentes dimensions. Le découpage des bassins versants se prête tout à fait à l'exercice puisque, comme la région écologique, il s'agit d'un découpage

écologique permanent qui, par ailleurs, intègre et synthétise l'effet déterminant de la géologie et du relief sur la dynamique des hydrosystèmes et la composition du biote.

## 2.5 Limites des bassins versants et superficie des aires protégeant les écosystèmes d'eau douce

Le bassin versant est l'unité fonctionnelle des hydrosystèmes (Nilsson 1992, Dynesius et Nilsson 1994); il synthétise les caractéristiques déterminantes des réseaux hydrologiques (O'keefe 1989, Moyle et Yoshiyama 1994, Frissell et Bayles 1996, Poff et Allan 1997). Le bassin versant devrait conséquemment être l'unité territoriale à privilégier pour la gestion (Dynesius et Nilsson 1994, Saunders *et al.* 2002) et la conservation (Nilsson 1992, Moyle et Yoshiyama 1994) des écosystèmes d'eau douce. De plus, le bassin versant contribue indirectement à conserver une grande biodiversité car, généralement, il occupe de vastes superficies (Nilsson 1992) et couvre un gradient territorial longitudinal (O'keefe 1989, Hunter 1990) et altitudinal (Hunter 2002). Globalement, il s'agit d'un découpage naturel permanent qui intègre l'effet de la géologie et du relief sur la dynamique des hydrosystèmes et sur la composition du biote. Plus encore, le biote d'un bassin versant intact est déterminé par les interactions entre les processus évolutifs et biogéographiques dans un contexte géologique et climatique régional (Karr 1999). Enfin, puisqu'il est important de considérer la connectivité hydrologique (Naiman *et al.* 1993), le bassin versant constitue une limite appropriée pour les aires protégées (Margules et Pressey 2000).

Dans sa première phase, la SQAP a utilisé l'ensemble physiographique, 3<sup>e</sup> niveau de perception du milieu terrestre du CÉR, comme unité de base pour l'analyse écologique du territoire. Ce découpage permanent, utilisé dans une approche par filtre brut, est conforme aux principes déjà énoncés par Hunter *et al.* (1988). Cependant, l'ensemble physiographique, qui représente une délimitation des écosystèmes terrestres de l'ordre du millier de km<sup>2</sup> (Anonyme 2002), ne saurait convenir aux hydrosystèmes, puisque ces derniers se déploient ordinairement sur plus d'un ensemble physiographique, selon le découpage de bassins versants utilisé. Ce problème amène la question de la superficie visée pour les aires protégées, qui a un lien direct avec le type d'unité écologique à privilégier.

D'une part, une aire protégée doit être assez étendue pour éviter d'être dévastée par une perturbation majeure (Margules *et al.* 1982, Noss et Harris 1986, Soulé et Simberloff 1986) et doit contenir une gamme d'environnements variables pour permettre la redistribution locale des organismes en réponse aux changements environnementaux à long terme (Hunter *et al.* 1988). La mosaïque spatiotemporelle du paysage implique que la composition en espèces peut demeurer relativement stable à l'échelle du paysage malgré d'importantes fluctuations à l'échelle locale (Noss et Harris 1986, Noss 1987). Ce raisonnement, généralement utilisé pour les écosystèmes terrestres, peut être transposé pour les hydrosystèmes. Les principales perturbations naturelles qui affectent les milieux aquatiques, humides et riverains en forêt boréale sont : à grande échelle, les sécheresses et les feux et, à petite échelle, les inondations, causées notamment par le castor. De la connaissance de ces perturbations, il est toutefois difficile d'arriver à une superficie scientifiquement justifiée pour les aires protégées : les sécheresses touchent habituellement des régions entières, tandis que les feux peuvent toucher plusieurs milliers de kilomètres carrés, que les inondations surviennent à l'échelle du paysage et que le castor agit surtout à l'échelle du peuplement forestier. Le seul principe qui en découle est que plus une réserve est grande, plus elle risque d'être efficace, ce qui, en soi, est déjà bien connu en biologie de la conservation.

D'autre part, la superficie moyenne des aires protégées visée par la SQAP doit se situer entre 200 et 300 km<sup>2</sup>. Aussi, un objectif d'au moins une aire protégée de plus de 1 000 km<sup>2</sup> par province naturelle a été fixé. Il s'agit du même ordre de grandeur que celui obtenu dans une perspective de conservation par Moyle et Randall (1998) pour le découpage des bassins versants de la Sierra Nevada, en Californie.

## 2.6 Représentativité écologique

Le concept de représentativité est fréquemment invoqué dans l'élaboration d'une méthode de sélection des aires protégées (Hunter 2002). Un réseau d'aires protégées a plus de chances d'atteindre son but de protection de la biodiversité s'il est représentatif du plus grand nombre d'éléments de biodiversité possible (Pressey *et al.* 1993). De plus, les réserves créées sans égard à la représentativité du territoire feraient augmenter la

superficie nécessaire pour représenter un éventail donné de diversité (Pressey 1994). Bien que largement reconnu, le concept de représentativité est toujours accompagné du moins consensuel « de quoi ? » (Hunter 2002), qui pourrait être particulièrement problématique dans le cas des hydrosystèmes. Une conservation représentative de la biodiversité liée aux écosystèmes aquatiques, humides et riverains nécessiterait idéalement un cadre écologique dédié, mais qui n'existe pas encore aujourd'hui pour le Québec.

## 2.7 Intégrité écologique

Le concept d'intégrité écologique réfère aux conditions rencontrées à l'extrémité d'un continuum d'influence anthropique : celles qui sont le résultat des processus évolutifs et biogéographiques naturels avec un minimum d'influence de l'homme moderne (Angermeier et Karr 1994, Karr 1999). Ces conditions conserveraient la capacité d'un écosystème à maintenir les processus biologiques et les espèces à long terme (Poiani *et al.* 2000). Les définitions couramment utilisées s'éloignent fréquemment de ces deux dernières, selon l'interprétation des termes « minimum » et « long terme ».

Les concepts d'intégrité écologique et de biodiversité ont des significations très proches, leurs différences n'étant qu'une question d'accentuation (Hunter 2002). La biodiversité met l'accent sur la structure des écosystèmes (Hunter 2002), alors que l'intégrité écologique, qui est un concept synthétique, prend mieux en compte le contexte évolutif et les processus écologiques (Angermeier et Karr 1994), dont l'altération anthropique (Hunter 1999).

La biodiversité est plus facile à définir qu'à mesurer et les méthodes de mesures font dissension dans la communauté scientifique (Hunter 1990, Noss 1990). Pour Angermeier et Karr (1994), la mesure de la biodiversité ne peut se faire simultanément à tous les niveaux d'organisation, ce qui mène forcément à un biais. L'utilisation de mesures quantitatives de la biodiversité peut par conséquent facilement induire en erreur (Hunter 1990, Noss 1990). La biodiversité considérée comme la diversité des espèces offre cependant une définition tangible et facile à saisir (Hunter 1999). Les espèces sont les éléments de la biodiversité les plus facilement reconnaissables, définissables et mesurables (Margules *et al.* 1988, Hunter 1990). Elles doivent donc, selon ces mêmes



auteurs, être ciblées pour le maintien de la biodiversité ; le maintien de la diversité des espèces constituerait donc un moyen de conserver la biodiversité. Pour Poiani *et al.* (2000), la conservation doit, en plus des espèces, inclure les écosystèmes pour que soient prises en compte la diversité génétique et la diversité à l'échelle des paysages.

À l'opposé, Angermeier et Karr (1994) soutiennent que la protection des écosystèmes serait plus efficace si le but était la protection de l'intégrité écologique au lieu de la biodiversité. Selon eux, les processus écologiques peuvent ne pas être altérés par un changement d'espèces, mais un changement des espèces est toujours accompagné d'une altération des processus écologiques, comme par exemple dans le cas d'espèces partageant une même niche écologique. Ils appuient aussi leur réflexion sur l'idée que plusieurs changements ayant eu lieu dans un écosystème ne peuvent être évalués objectivement qu'en termes d'intégrité. Par exemple, la fertilisation sur un bassin versant peut mener à un gain en espèces tout en causant la perte d'une communauté. La tendance induite par ce changement est perçue de façon inverse en fonction du niveau d'organisation observé. Cependant, l'impact du changement ne pourra qu'être évalué négativement du point de vue de l'intégrité écologique (Angermeier et Karr 1994). Ceci dit, pour développer une méthode compréhensive et efficace d'analyse écologique, il faudrait à la fois s'assurer de l'intégrité de la composante abiotique et de l'ensemble des espèces composant le biote des écosystèmes.

Un concept relativement proche de l'intégrité écologique et qu'il importe de mentionner est celui de la résilience écologique et des seuils de résilience. La résilience d'un écosystème est difficile à définir et doit l'être en regard d'une perturbation spécifique (Karr 1999).

Le concept d'intégrité écologique sera également préféré à celui de santé (en anglais : *ecosystem health*) qui, lorsque appliqué aux écosystèmes, induit une ambiguïté entre les états d'intégrité écologique, d'équilibre écologique et de diversité écologique (Calow 1992). À ce propos, les divergences d'opinions exprimées par Calow (1992), Rapport *et al.* (1998), Calow (2000) et Rapport *et al.* (2000) démontrent amplement la difficulté d'utilisation du terme « santé » en écologie.

Pour ce qui nous intéresse, la prise en compte de l'intégrité écologique peut contribuer à contrebalancer une lacune en matière de représentativité écologique. L'altération anthropique d'un écosystème peut résulter en une baisse déjà observable ou éventuellement possible de la biodiversité, ce qui brouille les cartes pour l'évaluation d'une représentativité écologique basée sur des mesures de biodiversité. De plus, les bassins versants de superficie appréciable et encore intouchés par l'homme moderne sont devenus rares dans certains secteurs de la forêt boréale québécoise, voire inexistantes plus au sud. Quoiqu'il en soit, protéger l'intégrité écologique des hydrosystèmes doit être considéré comme un enjeu prioritaire (Frissell et Bayles 1996, Karr et Chu 2000) et les bassins versants relativement intacts devraient avoir une haute priorité dans le choix des réserves vouées à la conservation des hydrosystèmes (Saunders *et al.* 2002).

## 2.8 Mesure de l'intégrité écologique

Le premier obstacle à l'utilisation du concept d'intégrité est la sélection d'un état de référence pour la comparaison. En raison de l'ampleur et de la complexité des impacts de l'activité humaine sur les écosystèmes, il est difficile de reconstituer l'histoire évolutive naturelle. Force est donc de procéder avec la meilleure information disponible (Angermeier et Karr 1994).

Les critères pour juger de la valeur de conservation à partir de l'intégrité écologique des territoires sont nombreux. Les méthodes d'évaluation de la biodiversité combinent généralement des critères de façon subjective ou à l'aide d'un indice numérique (Margules *et al.* 1988). Les deux méthodes reposent néanmoins à la base sur une série de jugements de valeur.

Parmi les indices numériques, l'indice d'intégrité biotique (IIB) est couramment utilisé pour évaluer des entités écologiques. Cet indice, menant à un résultat quantitatif par une analyse multicritères (cf. Moyle et Randall 1998) ou multivariée (cf. Karr 1999), ne convient pas aux besoins de cette étude. En effet, par définition, un bassin versant est défini par l'aire totale d'où provient toute l'eau qui passe à un point donné d'un cours d'eau (Hewlett 1982). Puisqu'il existe théoriquement une infinité de points sur un cours d'eau, il existe autant de bassins versants. La limite du bassin versant est donc une limite

qui ne peut être définie *a priori* pour en calculer un IIB. La complexité de l'estimation de l'intégrité écologique d'un bassin versant nécessite une évaluation arbitraire, car elle doit être faite de façon intégrée et simultanée à la délimitation du bassin versant considéré. Par exemple, dans le cas d'un bassin versant de 1 000 km<sup>2</sup> défini *a priori* et contenant une section altérée de 100 km<sup>2</sup> et une autre intacte de 900 km<sup>2</sup>, les éléments de calcul de l'IIB étendront sur toute sa superficie la faible intégrité écologique et ne permettront pas de déceler la partie intacte. Rappelons que l'objectif de l'évaluation est de tracer les limites d'un territoire d'intérêt potentiel. Bien sûr, on pourrait arguer que la partie altérée pourrait « contaminer » la partie intacte, mais encore ici, une appréciation arbitraire du risque et de l'acceptabilité de la contamination est valablement apte, du moins tout autant qu'un indice quantitatif arbitrairement conçu (Hunter 2002). Il serait toutefois considéré utile de développer *a posteriori* un IIB pour les territoires jugés importants par l'analyse.

Pour le moment, une évaluation subjective de l'intégrité écologique par sa contrepartie, l'altération écologique, s'avère plus facilement réalisable. Les données utilisées comme indicateurs d'altération écologique des hydrosystèmes peuvent en l'occurrence consister en des données géoréférencées pouvant être traitées de manière informatisée.

## 2.9 Indicateurs d'altération écologique

### 2.9.1 Urbanisation

L'urbanisation est l'un des principaux facteurs de dégradation des milieux aquatiques (Dynesius et Nilsson 1994, Dissmeyer 2000, Morley et Karr 2002, Chu *et al.* 2003). Les impacts directs de l'urbanisation sur les hydrosystèmes sont causés par l'enlèvement du couvert végétal, l'extension du réseau de drainage, la diminution de la perméabilité du sol, les prélèvements d'eau, les rejets, l'altération structurale de l'habitat, etc. Les impacts moins directs de l'urbanisation comprennent l'introduction d'espèces exotiques, l'augmentation de la présence humaine dans les écosystèmes environnants ou encore, la pollution atmosphérique, pour ne nommer que ceux-ci.

### 2.9.2 Barrages

La construction de barrages est l'un des principaux impacts délibérés de l'humain sur l'environnement (Dynesius et Nilsson 1994, Dissmeyer 2000). Parce qu'ils dénaturent le régime naturel des eaux, ils représentent une importante menace pour le maintien de la biodiversité liée aux hydrosystèmes (O'keefe 1989, Richter *et al.* 1997b).

Lorsqu'un barrage est construit, l'habitat fluviatile peut changer – quelquefois rapidement mais plus souvent de façon subtile – et devenir significativement altéré (Ligon *et al.* 1995). Les barrages captent à la fois les débits de pointe et les débits d'étiage (Poff et Allan 1997) et modifient les débits moyens (Williams et Wolman 1984). Les débits de pointe sont importants pour déterminer les caractéristiques de forme et de largeur du cours d'eau (Williams et Wolman 1984). Ces changements des débits moyens peuvent être soit positifs ou négatifs, dépendamment du barrage. Ils varient également de façon quotidienne, saisonnière ou annuelle selon le barrage (Williams et Wolman 1984). Les barrages ont également pour impact de réduire les charges sédimentaires en aval (Williams et Wolman 1984). À l'approche d'un réservoir, la vitesse de l'eau est réduite de même que le transfert d'oxygène entre l'air et la surface (Dissmeyer 2000). Les charges sédimentaires sont alors déposées dans les réservoirs (Williams et Wolman 1984). Les charges sédimentaires prébarrages se rétablissent cependant à plusieurs centaines de kilomètres en aval (Williams et Wolman 1984). Les cours d'eau alluviaux étudiés par Williams et Wolman (1984) présentent généralement une baisse du niveau moyen du lit en aval des barrages, résultant de l'absence de charge sédimentaire du courant. Si, par contre, le débit est diminué par la présence du barrage, le faible courant peut entraîner un rétrécissement du lit du cours d'eau et un rehaussement du niveau moyen du lit. D'après la même étude, le diamètre moyen des particules formant le lit du cours d'eau connaît généralement une augmentation, qui peut aller jusqu'à un facteur 100 immédiatement en aval du barrage et qui se résorbe avec l'augmentation de la distance.

Les modifications physiques apportées par les barrages ont, par ailleurs, d'importants impacts sur le biote. En effet, les barrages réduisent la mobilité des espèces aquatiques, altèrent les régimes hydrologiques et modifient les habitats riverains auxquels sont adaptées les espèces en place (Dynesius et Nilsson 1994). Ils créent également des

barrières à la dispersion des espèces végétales riveraines produisant des discontinuités écologiques (Jansson *et al.* 2000). Les ajustements géomorphologiques ayant lieu suite à la construction d'un barrage induisent donc des changements écologiques dans les flux de nutriments et d'énergie et une altération des habitats pour la végétation riveraine, le périphyton, les invertébrés et les poissons (Ligon *et al.* 1995).

### **2.9.3 Réseaux routier et ferroviaire**

Les routes affectent négativement les écosystèmes aquatiques, riverains et humides (Chu *et al.* 2003) en modifiant le comportement animal, en créant une discontinuité physique, en altérant l'environnement chimique, en favorisant l'expansion d'espèces exotiques et en modifiant l'utilisation humaine du territoire (Trombulak et Frissell 2000). Des impacts similaires peuvent être attribués aux chemins de fer. La construction de voies routières et ferroviaires nécessitent la relocalisation de matériel (gravier, cailloux), l'excavation de fossés de drainage et la construction de ponceaux, entraînant des modifications dans le régime d'écoulement des eaux (Dissmeyer 2000). Les apports de sédiments reliés aux routes sont les plus élevés immédiatement après la construction, mais continueront à favoriser l'érosion tant que le trafic ou l'entretien empêcheront la colonisation par la végétation (Dissmeyer 2000). Le gravelage des routes non pavées peut par ailleurs réduire significativement leurs taux d'érosion (Dissmeyer 2000). Pour contrer les impacts négatifs des réseaux routier et ferroviaire dans les aires protégées, la fermeture des voies et la restauration des habitats sont des mesures envisageables.

### **2.9.4 Réseau de transport d'énergie**

Le réseau de transport d'énergie, en plus de constituer un élément de paysage marquant, fragmente les écosystèmes terrestres par l'enlèvement du couvert arborescent et favorise l'intrusion humaine sur le territoire. L'ampleur relativement faible de ces impacts sur les hydrosystèmes doit également être considérée.

### **2.9.5 Zones d'exploitation minière**

L'exploitation minière est une activité qui affecte généralement une portion étendue de territoire et qui peut affecter significativement les hydrosystèmes, surtout lorsqu'elle est située en bordure de cours d'eau (Karr et Chu 2000). Les impacts des mines peuvent être

de courte ou de longue durée et diffèrent selon les méthodes d'extraction et les traitements utilisés, l'efficacité des mesures de gestion de l'eau et, après l'arrêt des activités, la méthode de fermeture de la mine. Les impacts comprennent le transport et le dépôt de sédiments, les écoulements de composés acides ou contenant des métaux lourds, de même que d'autres contaminants miniers associés (Dissmeyer 2000).

## **2.9.6 Autres activités anthropiques non retenues**

### *2.9.6.1 Exploitation forestière*

Les activités d'exploitation forestière peuvent être jugées néfastes pour le maintien de la biodiversité (Bergeron 2002). L'ensemble des opérations forestières peut cependant être décomposé en plusieurs activités ayant des impacts variables sur les hydrosystèmes. Il est également possible de situer géographiquement l'étendue de chacune des activités pour mieux en saisir les effets. Celles-ci comprennent la récolte et la préparation de terrain intensive, la voirie forestière ainsi que le drainage forestier.

Les principales sources d'altération du milieu aquatique liées à la récolte de bois et à la préparation de terrain sont l'orniérage et le scarifiage mécanisé qui, géographiquement, sont confinés aux aires de récoltes. Or, l'érosion liée à la circulation de la machinerie forestière sur les parterres de coupe ne représente généralement qu'un faible pourcentage de l'apport de sédiments se rendant au réseau hydrographique, et ce, particulièrement lorsque des lisières boisées sont conservées en bordure des cours d'eau (Dissmeyer 2000). De plus, la conservation de bandes riveraines, prévue au Québec par voie réglementaire (Gouvernement du Québec 2005b), contribue à préserver les cours d'eau contre le réchauffement de l'eau (Dissmeyer 2000).

La voirie forestière est, quant à elle, prise en compte par le réseau routier qui constitue lui-même un indicateur d'altération écologique et qui a été traité comme tel plus haut.

Il n'en est pas ainsi pour le drainage forestier qui mériterait une attention spéciale dans le contexte de protection des hydrosystèmes. En effet, une étude finlandaise (Vuori *et al.* 1998) suggère que le drainage forestier contribue à la détérioration de la qualité de l'eau et de la structure de l'habitat des ruisseaux de tête de bassins versants (ordres de Strahler

1 et 2) et à l'appauvrissement des communautés de macroinvertébrés benthiques. Il est toutefois difficile de colliger des données concernant cette activité pour toute l'étendue de la forêt boréale.

Enfin, il convient de mentionner que la présence de coupes récentes ou éventuelles est difficilement justifiable pour analyser le potentiel de conservation des unités territoriales (cf. Bergeron 2002). Hormis les rares endroits où aucune récolte de bois n'a été effectuée, tous les territoires exploités tendent à se ressembler du point de vue de la conservation, dont l'horizon dépasse largement celui de la succession forestière.

#### 2.9.6.2 *Drave*

Dans le bassin du fleuve Saint-Laurent, la drave a affecté de nombreux réseaux hydrographiques. Les impacts de la drave comprennent le rehaussement du niveau des lacs, la mise en circulation de métaux lourds, la submersion des écotones lacustres, le redressement des lits des ruisseaux, l'érosion des berges et des lits ou encore, la transformation des rapides en estacades. De nombreux barrages et vestiges de barrages sont maintenant utilisés par le castor pour hausser les niveaux lacustres de façon extraordinaire. Le flottage du bois est désormais une pratique révolue au Québec, mais dont la documentation reste confinée aux aspects historique et culturel. Il n'est donc pas possible d'utiliser des données géoréférencées concernant la drave pour une utilisation destinée à la grandeur du Québec.

### **3. Matériel et méthodes**

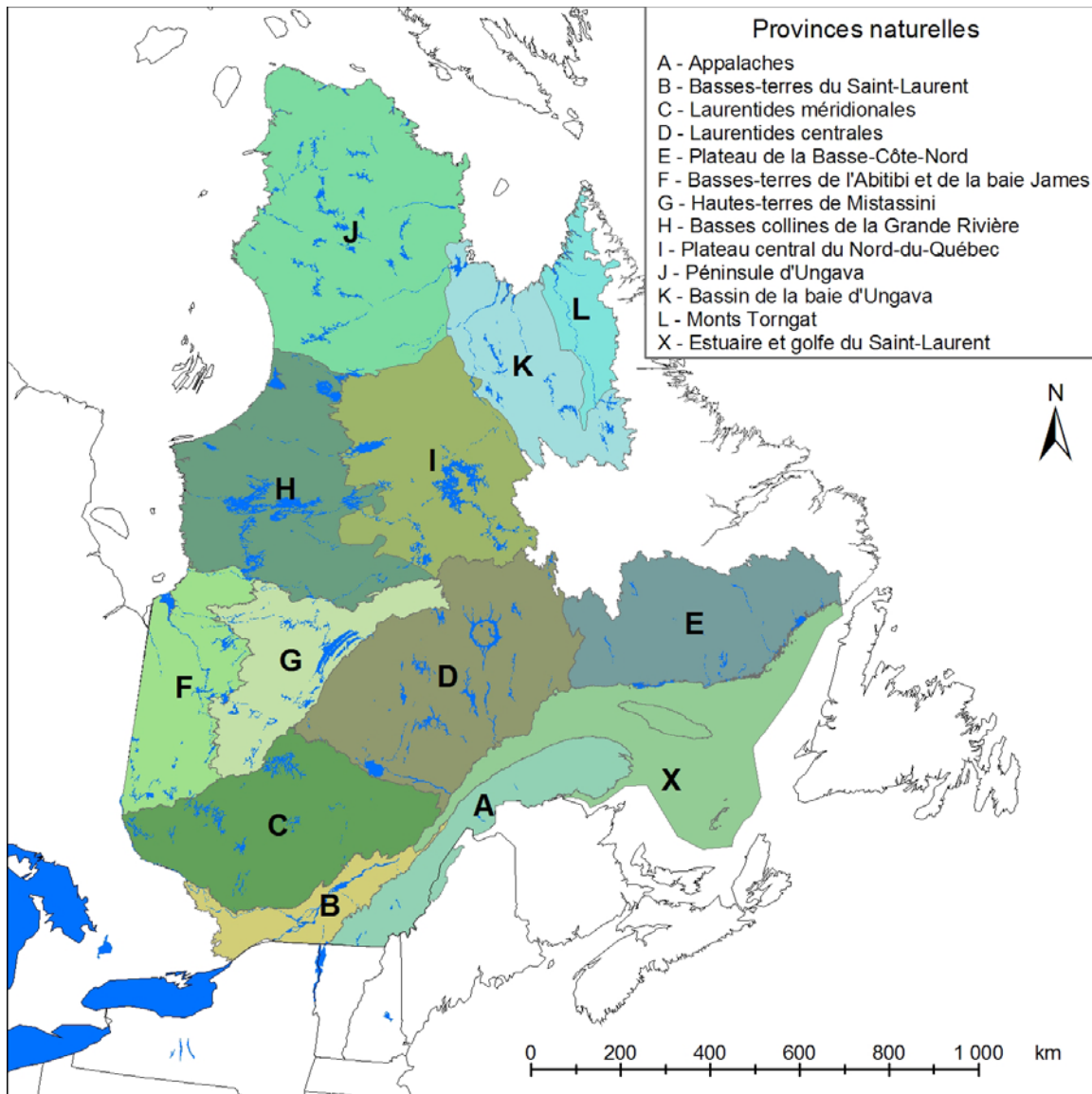
#### **3.1 Territoire à l'étude**

Le territoire à l'étude se compose de deux des quatre principales provinces naturelles du CÉR situées en forêt boréale : les basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (F) et les hautes-terres de Mistassini (G) (Figure 1). Ces deux provinces naturelles couvrent respectivement près de 99 000 et 93 000 km<sup>2</sup> (Li et Ducruc 2000). Une analyse des caractéristiques descriptives des hydrosystèmes de ces deux provinces naturelles a été effectuée pour fins de comparaison avec les deux autres provinces naturelles boréales de climat comparable : les Laurentides centrales (D) et le plateau de la Basse-Côte-Nord (E).

#### **3.2 Délimitation et échelle des unités territoriales**

Le Québec est pourvu d'un seul découpage des bassins versants couvrant la totalité de sa forêt boréale et qui soit assez détaillé pour convenir aux superficies visées par la SQAP pour les réserves. Il s'agit d'une représentation géomatique réalisée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP) et qui subdivise les bassins versants de l'aval vers l'amont. Les niveaux de subdivisions y sont déterminés par l'importance des cours d'eau : les principales rivières (hormis le fleuve Saint-Laurent) formant le niveau 1 et ainsi de suite, jusqu'au niveau 4, qui est la résolution retenue pour cette étude. Les bassins versants y présentent une hétérogénéité marquée : la superficie moyenne des bassins touchant les provinces naturelles F et G est de 1931 km<sup>2</sup>, alors que la médiane est de 679 km<sup>2</sup>.





**Figure 1** Les provinces naturelles du Cadre écologique de référence du Québec.

### 3.3 Définition des critères d'analyse des unités territoriales

#### 3.3.1 Variables descriptives des hydrosystèmes

La représentativité écologique des territoires à protéger est un aspect important à considérer car elle est à la base de l'approche par filtre brut. Cependant, le Québec ne possède, à ce jour, aucun cadre écologique pour le milieu aquatique. Pour pallier le manque, une méthode simple à réaliser avec les outils existants consiste à analyser l'abondance relative des principaux types de milieux (lacs, cours d'eau et terres humides)

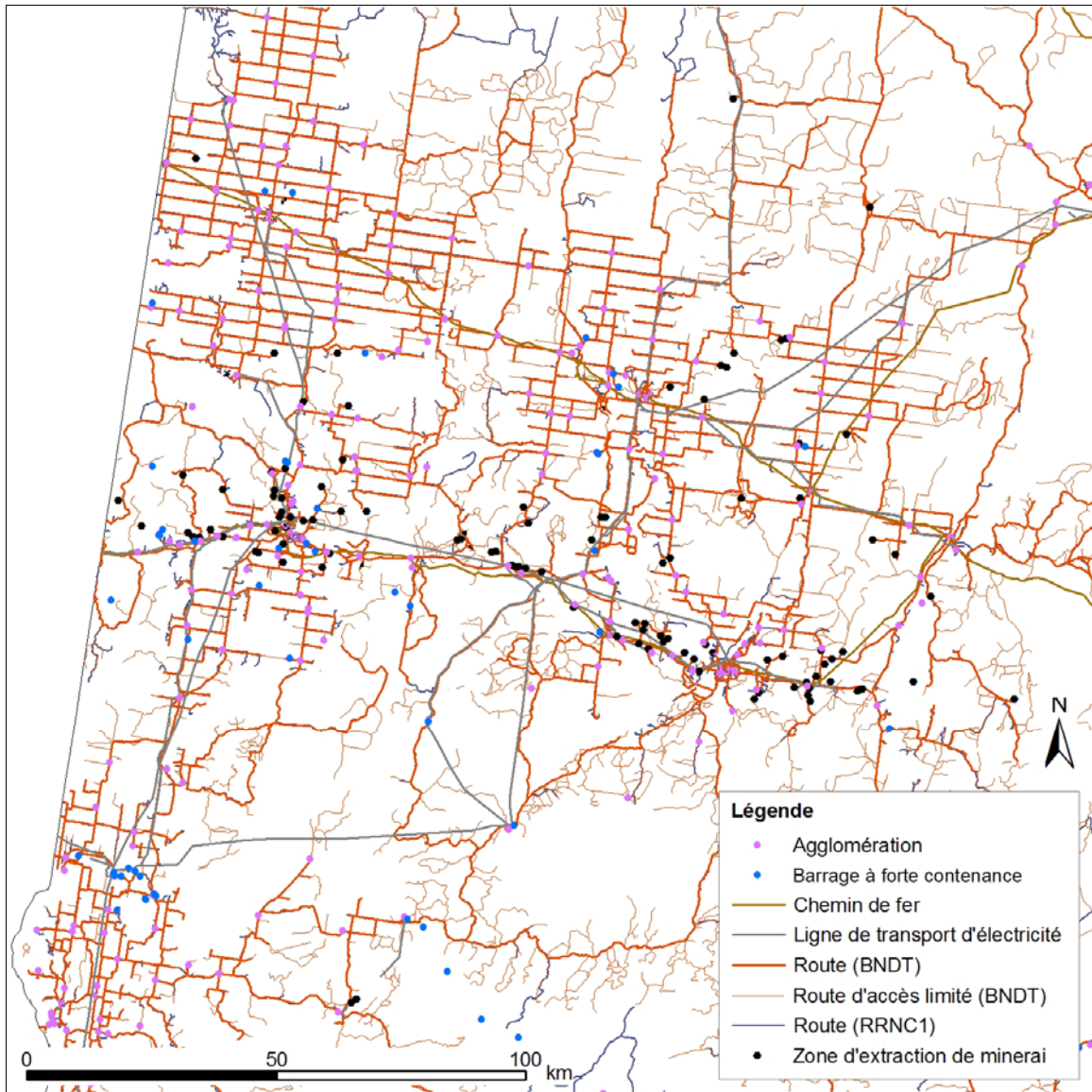
à l'intérieur de chaque bassin versant pour les distinguer en fonction des trois variables calculées. Pour ce faire, les couches numériques (*shapefiles*) de la Base nationale de données topographique du Canada (BNDT), disponibles à l'échelle 1:250 000 ont été juxtaposées pour couvrir l'ensemble du territoire à l'étude. Les entités surfaciques de cours d'eau correspondent aux étendues d'eau de superficie minimale de 6,25 ha dont la largeur est d'au moins 125 m; les entités surfaciques de terres humides représentées sont d'une superficie minimale de 56,25 ha; les entités linéaires de cours d'eau d'une longueur minimale de 3,75 km (RNC 1996). À l'échelle 1:250 000, les données utilisées reflètent les grands éléments de paysages qui sont ceux à considérer avec l'approche par filtre brut.

### **3.3.2 Indicateurs d'altération écologique des hydrosystèmes**

Les indicateurs d'altération écologique ont été sélectionnés en raison de leur pertinence pour la conservation des hydrosystèmes et de leur disponibilité à l'échelle du Québec. La présence de ces indicateurs a d'abord été mesurée quantitativement, pour aider au processus ultérieur de prise de décisions. Plusieurs données de ces indicateurs proviennent de la BNDT et les dates de validité des couches numériques accusent bien souvent un décalage de plusieurs décennies. De façon générale, cependant, les éléments les plus susceptibles de changer avec le temps et ceux situés plus près des zones habitées ont été validés plus récemment, au cours des deux dernières décennies (Tableau 1). La date de validité des données a conséquemment été prise en compte dans l'interprétation de l'altération écologique des territoires analysés. À titre d'exemple, la Figure 2 illustre les indicateurs d'altération écologique dans la partie sud de la province naturelle F.

#### *3.3.2.1 Agglomérations (BNDT)*

Les données d'urbanisation retenues proviennent de la BNDT et représentent, à l'échelle 1:250 000, les agglomérations de plus de 25 ha en entités surfaciques et de moins de 25 ha en entités ponctuelles. Chaque type d'agglomération a été analysé en termes de nombre par millier de km<sup>2</sup> (nb/1000 km<sup>2</sup>).



**Figure 2** Représentation de l'altération écologique dans la partie sud de la province naturelle F.

### 3.3.2.2 Barrages (CEHQ)

Les données de barrages ont été obtenues auprès du Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), qui tient à jour un registre détaillé de tous les barrages qui lui sont connus dans la province. Pour cette étude, seuls les barrages à forte contenance ont été retenus, rejetant les barrages à faible contenance et les petits barrages. Ils sont définis par la Loi sur la sécurité des barrages (Gouvernement du Québec 2005a) selon trois possibilités :

1. barrages d'une hauteur d'au moins 1 m dont la capacité de retenue est supérieure à 1 000 000 m<sup>3</sup>;
2. barrages d'une hauteur d'au moins 2,5 m dont la capacité de retenue est supérieure à 30 000 m<sup>3</sup>;
3. barrages d'une hauteur d'au moins 7,5 m, sans égard à la capacité de retenue.

Les barrages à forte contenance ont été analysés spatialement en nombre par millier de km<sup>2</sup> (nb/1000 km<sup>2</sup>).

#### 3.3.2.3 Routes (BNDT et RRNC1)

Les données routières retenues ont été tirées de deux sources de données incomplètes mais complémentaires (Berthiaume *et al.* 2004) : la BNDT au 1:250 000, comportant des données mises à jour entre 1955 et 1994, et le RRNC1 (réseau routier national canadien, niveau 1), datant de 2002. Qu'il soit catégorisé route ou route d'accès limité (BNDT), ou bien à chaussée revêtue ou non (RRNC1), chaque tronçon routier a été considéré de la même façon, c'est-à-dire en km par millier de km<sup>2</sup> (km/1000 km<sup>2</sup>).

#### 3.3.2.4 Chemins de fer (BNDT)

Les données de réseau ferroviaire proviennent de la BNDT et ont été décrites en km par millier de km<sup>2</sup> (km/1000 km<sup>2</sup>).

#### 3.3.2.5 Lignes de transport d'énergie (BNDT)

Les données sur les lignes de transport d'énergie proviennent de la BNDT et ont été décrites en km par millier de km<sup>2</sup> (km/1000 km<sup>2</sup>). Ce sont des câbles ou des fils suspendus à des pylônes d'une longueur minimale de 500 m. Fait à noter, les aires protégées existantes ne comportent pas de telles lignes, puisque ces dernières ont été exclues des superficies protégées, fragmentant du coup certaines aires.

#### 3.3.2.6 Zones d'exploitation minière (BNDT)

Les données concernant les zones d'exploitation minière proviennent de la BNDT et représentent, à l'échelle 1:250 000, les zones d'extraction de minerai de plus de 25 ha en

entités surfaciques et de moins de 25 ha en entités ponctuelles. Chaque type d'agglomération a été analysé en termes de nombre par millier de km<sup>2</sup> (nb/1000 km<sup>2</sup>).

**Tableau 1** Caractéristiques des données utilisées comme indicateurs d'altération écologique

Variable	Type dimensionnel	Unité	Source	Année de validité possible
Agglomérations	Ponctuel	nombre/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1955-1988
	Surfacique	nombre/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1956-1994
Barrages à forte contenance	Ponctuel	nombre/1000 km <sup>2</sup>	CEHQ	2004
Chemins de fer	Linéaire	km/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1956-1994
Lignes de transport d'énergie	Linéaire	km/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1956-1994
Routes d'accès limité	Linéaire	km/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1955-1988
Routes	Linéaire	km/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1956-1994
Routes revêtues ou non	Linéaire	km/1000 km <sup>2</sup>	RRNC1	2002
Zones d'extraction de minerais	Ponctuel	nombre/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1955-1988
	Surfacique	nombre/1000 km <sup>2</sup>	BNDT	1956-1994

### 3.4 Définition de principes de filtre brut applicables à la conservation des hydrosystèmes de la forêt boréale

Suite à la recension des écrits sur la conservation des hydrosystèmes, à l'analyse descriptive des hydrosystèmes des provinces naturelles à l'étude et à la recherche d'indicateurs d'altération écologique utilisables, des principes de filtre brut applicables à la conservation des hydrosystèmes de la forêt boréale ont été élaborés. Il s'agit de principes établis arbitrairement en regard des caractéristiques spécifiques du territoire étudié, mais qui seraient transférables à d'autres régions à condition d'être adaptés. Ces principes serviront à analyser les carences du réseau existant et de l'ensemble des territoires d'intérêt, à sélectionner de nouveaux territoires potentiellement intéressants, de même qu'à formuler des recommandations pour amender la SQAP.

### 3.5 Application des principes et critères obtenus aux provinces naturelles F et G : une analyse de carence de deuxième ordre

#### **3.5.1 Analyse descriptive des hydrosystèmes des provinces naturelles**

Un portrait des différents types de milieux de chaque province naturelle a été réalisé à l'aide des variables descriptives retenues (étendues d'eau, cours d'eau et terres humides). Cette description globale était requise pour fixer des objectifs de conservation assurant une représentativité des hydrosystèmes par rapport aux milieux terrestres, qui soit proportionnelle à leur superficie, et ce, à l'intérieur de chaque province naturelle.

#### **3.5.2 Analyse des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt**

Le réseau de conservation existant et les territoires d'intérêt ont été examinés visuellement afin d'évaluer le degré de protection des hydrosystèmes. Les couches numériques utilisées ont été fournies par le MDDEP au cours du premier semestre de 2004.

#### **3.5.3 Identification de territoires d'intérêt potentiels pour la conservation des hydrosystèmes**

Une sélection de territoires d'intérêt potentiels, dessinés expressément pour la conservation des milieux aquatiques, humides et riverains, a été dressée. L'objectif de conservation de 8 % du territoire provincial, exprimé par le Conseil des ministres québécois (Gouvernement du Québec 2002), a été conservé, mais en répartissant cette fois l'objectif à l'intérieur de chaque province naturelle. Le but de la démarche consistait à proposer des territoires d'intérêt potentiels spécifiques aux hydrosystèmes et correspondant au moins au double de l'objectif de 8 %, afin de laisser une marge de manœuvre pour la prise en compte de facteurs non évoqués par cette étude.

Tout d'abord, les opportunités d'agrandir judicieusement des aires protégées existantes pour couvrir des superficies de bassins versants conformes aux principes de filtre brut formulés ont été étudiées. La même démarche a été menée en regard des territoires d'intérêt identifiés par le MDDEP.

Étant donné que le réseau de conservation et les territoires d'intérêt peuvent se montrer insuffisants pour assurer une protection adéquate des hydrosystèmes, une analyse de la composition des hydrosystèmes et de l'altération écologique des bassins versants touchant à chaque province naturelle a été planifiée. Les 85 bassins versants de la province naturelle F et les 57 de la province naturelle G ont été étudiés. Les bassins versants ont, par la suite, été classés en trois listes, soit du plus dense au moins dense selon l'abondance relative de chaque élément analysé (étendues d'eau, cours d'eau et terres humides). Il s'agit d'une démarche de classification des réseaux hydrographiques inspirée par la méthode de l'indice de densité de drainage (Hewlett 1982). Ces classements visaient à discriminer les bassins versants entre eux selon les trois variables. Ils se voulaient en quelque sorte une solution à l'absence de cadre écologique pour le milieu aquatique visant à maximiser la représentativité des hydrosystèmes. Dans les trois listes obtenues, les bassins versants ont successivement (du haut vers le bas de la liste) fait l'objet d'un examen cartographique visuel pour identifier les secteurs minimalement altérés et dessiner les contours de territoires d'intérêt potentiels. L'exercice s'est poursuivi en descendant chacune des trois listes jusqu'à ce que les territoires sélectionnés aient atteint, en superficie totale, l'objectif de conservation préalablement fixé.

### 3.6 Logiciels utilisés

La totalité des analyses spatiales ont été réalisées à l'aide du logiciel ArcGIS 8.2 (ESRI 2001), en projection conforme conique de Lambert pour le Québec. Les résultats ont été manipulés et mis en forme avec le logiciel Microsoft Excel (Microsoft Corporation 2002).

## 4. Résultats

### 4.1 Principes de filtre brut applicables à la conservation des hydrosystèmes

Les principes de filtre brut élaborés pour la conservation des hydrosystèmes du territoire à l'étude sont les suivants :

1. *Considérer qu'un hydrosystème est protégé uniquement lorsque la totalité du bassin versant situé en amont est protégée et qu'un minimum d'altération anthropique y est observé.*
2. *Protéger une proportion représentative de la superficie cumulée des étendues d'eau et terres humides de l'objectif de conservation établi pour le territoire.* En pratique, dans le cas de la province naturelle F, composée à 30 % de lacs et de terres humides, et avec un objectif de conservation de 8 % du territoire, 2,4 % de la province naturelle devrait être protégé en ciblant les hydrosystèmes. Pour la province naturelle G et avec le même objectif, la superficie de conservation dédiée aux hydrosystèmes devrait atteindre 1,6 %, puisque les hydrosystèmes occupent 20 % de la superficie totale. Un résumé des objectifs de conservation et de proposition est présenté au Tableau 2.
3. *Protéger au moins un bassin versant de plus de 800 km<sup>2</sup> et un second de plus de 500 km<sup>2</sup> par province naturelle.*
4. *Protéger dans chaque province naturelle au moins un bassin versant de plus de 200 km<sup>2</sup> comportant une forte densité de chaque type d'éléments hydrographiques, i.e. de lacs, de cours d'eau et de terres humides.*

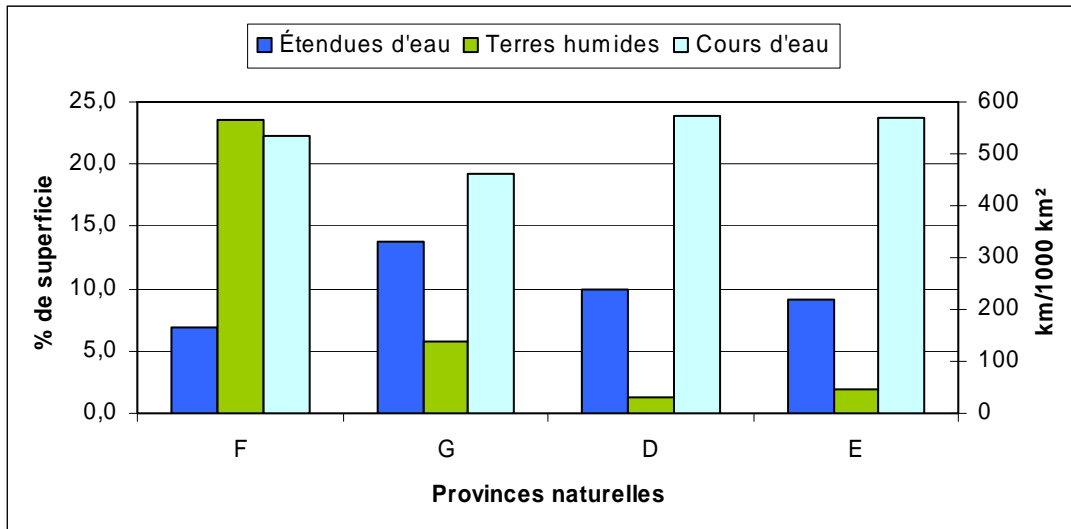
### 4.2 Analyses descriptive et d'altération écologique des provinces naturelles

Les résultats de l'analyse descriptive des quatre provinces naturelles boréales sont illustrés graphiquement à la Figure 3. Le Tableau 3 présente, quant à lui, les résultats de l'analyse d'altération écologique de ces mêmes provinces naturelles.



**Tableau 2** Objectifs de conservation et de proposition de territoires d'intérêt potentiels pour les provinces naturelles F et G.

Province naturelle		Basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (F)		Hautes-terres de Mistassini (G)	
Unité		km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
Superficie	Totale	98 991	100,0	93 922	100,0
	Étendues d'eau et terres humides	30 096	30,4	18 414	19,6
Objectif de conservation	Total	7 919	8,0	7 514	8,0
	Hydrosystèmes	2 408	2,4	1 473	1,6
Objectif de proposition de territoires d'intérêt potentiels pour les hydrosystèmes		4 815	4,9	2 946	3,1



**Figure 3** Abondance relative des étendues d'eau (%), des terres humides (%) et des cours d'eau (km/1000 km<sup>2</sup>) dans les provinces naturelles F, G, D et E.

**Tableau 3** Analyse de l'intégrité écologique des hydrosystèmes des provinces naturelles F, G, D et E.

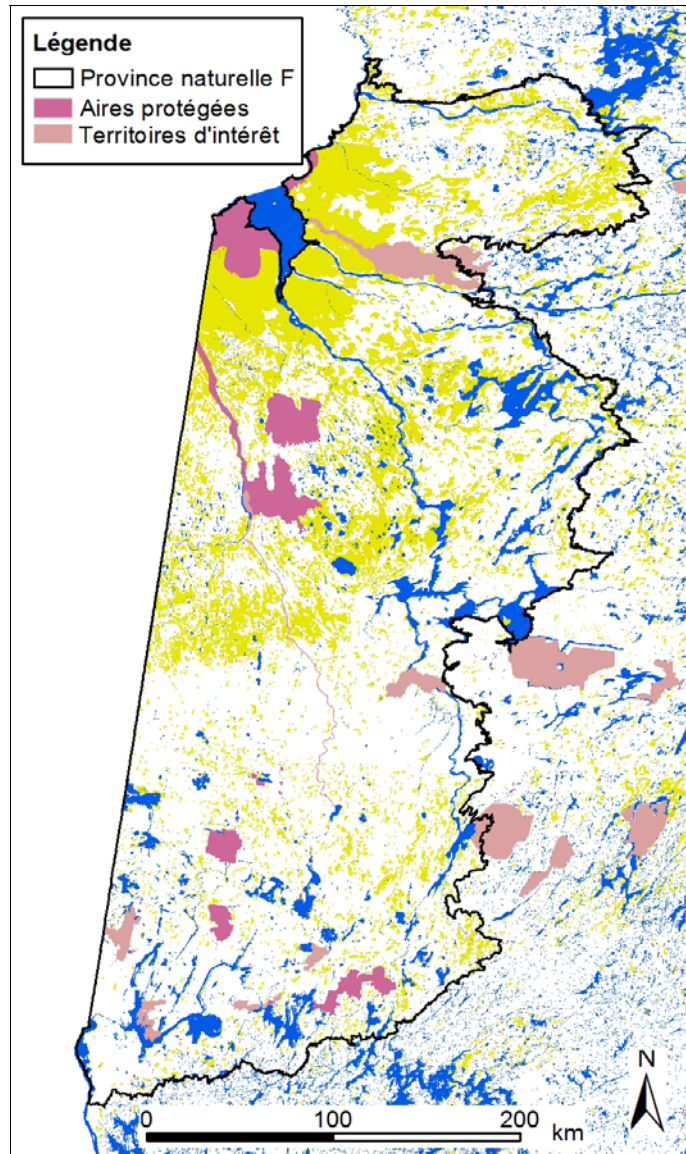
Source	Indicateurs d'altération écologique *	Unités	Provinces naturelles			
			F	G	D	E
	Superficie totale	km <sup>2</sup>	98 991	93 922	205 308	130 431
BNDT	Agglomérations surfaciques	nb	16	1	30	1
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	0,2	0,0	0,1	0,0
	Agglomérations ponctuelles	nb	201	15	196	39
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	2,0	0,2	1,0	0,3
	Chemin de fer	km	744	441	1 279	183
		km/1000 km <sup>2</sup>	7,5	4,7	6,2	1,4
	Ligne de transport d'énergie	km	1 817	1 766	3 725	582
		km/1000 km <sup>2</sup>	18,4	18,8	18,1	4,5
	Routes	km	9 183	2 750	12 470	601
		km/1000 km <sup>2</sup>	92,8	29,3	60,7	4,6
	Routes d'accès limité	km	9 200	4 458	21 392	381
		km/1000 km <sup>2</sup>	92,9	47,5	104,2	2,9
Zones minières surfaciques	nb	17	2	24	0	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	0,2	0,0	0,1	0,0	
Zones minières ponctuelles	nb	111	14	6	1	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	1,1	0,1	0,0	0,0	
CEHQ	Barrages à forte contenance	nb	51	1	244	5
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	0,52	0,01	1,19	0,04
RRNC1	Routes	km	10 911	3 934	21 516	726
		km/1000 km <sup>2</sup>	110,2	41,9	104,8	5,6

\* Les indicateurs d'altération écologique sont décrits à la section 3.3.2.

### 4.3 Analyse de carence de deuxième ordre de la province naturelle F

#### 4.3.1 Contribution des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt à l'objectif de conservation

La province naturelle des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James comptait, au moment de l'analyse, 54 aires protégées dont seulement 9 de plus de 20 km<sup>2</sup>. Parmi ces dernières, aucune ne tient expressément compte des limites de bassin versant; aucun hydrosystème n'y est protégé à la mesure des principes de filtre brut précédemment énoncés (Figure 4).



**Figure 4** Aires protégées existantes et territoires d'intérêt utilisés pour l'analyse de la province naturelle F. En bleu apparaissent les étendues d'eau et en vert, les terres humides.

Les territoires d'intérêt de la province naturelle, au nombre de huit, ne protégeraient eux non plus aucun hydrosystème s'ils étaient établis tels quels. En effet, parmi ceux-ci, seule la réserve de biodiversité projetée de Waskaganish semble avoir été dessinée à même les limites de bassins versants. Cependant, plusieurs portions de territoire situées vers l'amont du bassin versant principal ont été omises et quatre zones d'extraction de minerai de plus de 25 ha sont localisées à la périphérie.

Les résultats des analyses des neufs plus grandes aires protégées existantes et des territoires d'intérêt sont présentés aux Annexes 1 et 2.

### 4.3.2 Proposition de territoires d'intérêt potentiels

#### 4.3.2.1 Opportunités d'agrandissement des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt

La première étape de la proposition de territoires d'intérêt potentiels consistait à vérifier la possibilité que certaines aires protégées existantes ou certains territoires d'intérêt puissent être agrandis judicieusement, de manière à respecter les limites de bassins versants. Les résultats de cette étape tributaire du jugement de l'examineur sont présentés au Tableau 4.

**Tableau 4** Opportunités d'agrandissement des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt de la province naturelle F.

		Opportunités d'agrandissement et remarques
Aires protégées	Baie de Boatswain	Non
	Chicobi	Non
	Collines de Muskuchii	Possibilité d'agrandir vers l'amont pour couvrir plusieurs sections d'un bassin versant
	Lac Sabourin	Possibilité d'englober une section d'un bassin versant
	Lacs Vaudray et Joannès	Non 2 barrages à forte contenance
	Missisicabi	Possibilité d'agrandissement vers l'amont sur deux bassins versants
	Péninsule de Ministikawatin	Facilité d'englober un bassin versant Plus grande densité en terres humides parmi les aires protégées existantes
	Rivière Harricana Nord	Possibilité d'annexer des sections de bassins versants
	d'Aigubelle (parc de conservation)	Non
Territoires d'intérêt	Waskaganish	Zones d'extraction de minerai à l'amont du bassin
	Lac Taibi	Non
	Haute Harricana	Possibilité d'annexer un bassin versant
	Lac Opasatica	Non
	Forêt Piché-Lemoine	Non
	Lac des Quinze	Non
	Réservoir Decelles	Non
	Marais du lac Parent	Traité avec la province naturelle G

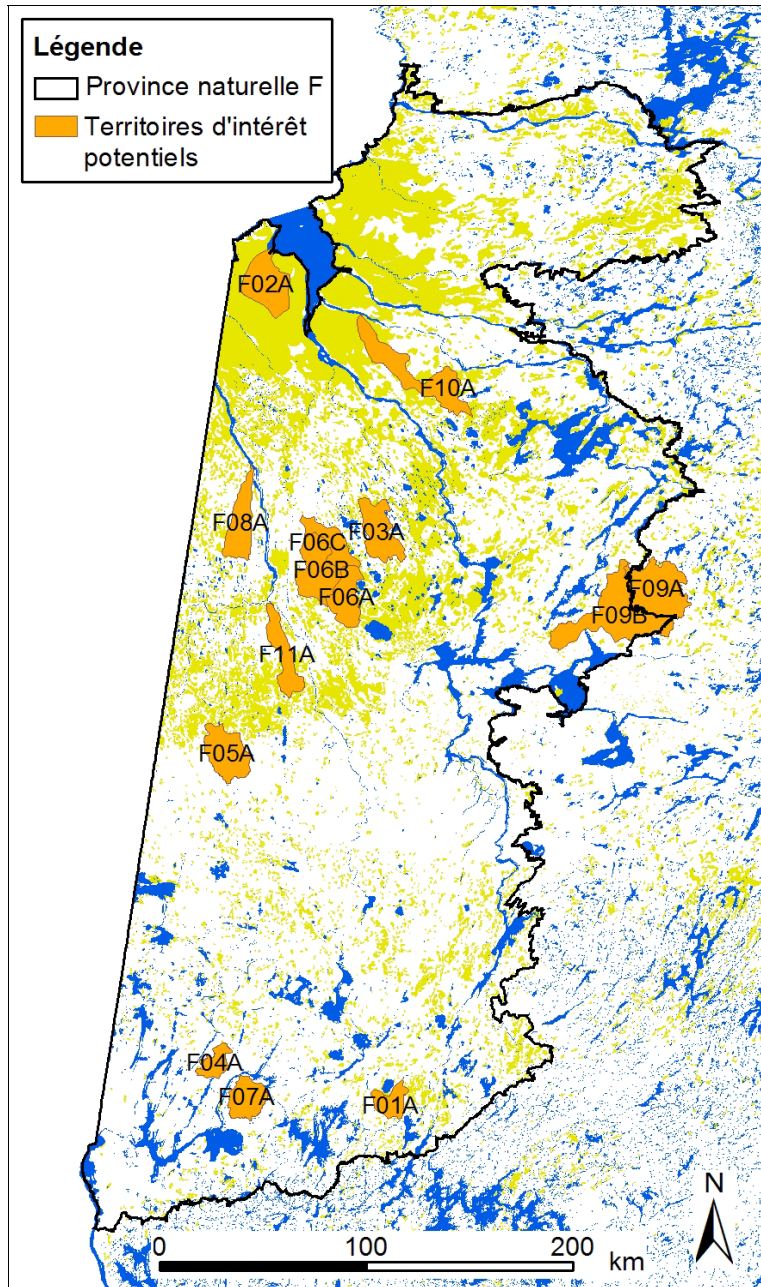
#### 4.3.2.2 Identification de nouveaux territoires

Suite à l'identification des opportunités d'agrandissement d'aires protégées existantes et de territoires d'intérêt, de nouveaux territoires d'intérêt potentiels visant spécifiquement la conservation des hydrosystèmes ont été délimités. Ce sont 11 nouveaux territoires qui

sont ainsi proposés. Quatre d'entre eux résultent d'un agrandissement d'aire protégée et un d'un agrandissement de territoire d'intérêt; les six autres sont des territoires totalement nouveaux. Pour ajouter à la flexibilité d'une future application, deux de ces territoires ont aussi été subdivisés en différentes sections respectant la hiérarchie des bassins versants existant entre les zones amont et aval (Figure 5). L'Annexe 3 présente, de façon cartographique, la distribution des territoires d'intérêt potentiel par rapport aux aires protégées existantes et aux territoires d'intérêt. Chacun d'eux est ensuite présenté de façon plus détaillée aux Annexes 5 à 15.

#### *4.3.2.3 Analyse des performances et validation du choix des territoires d'intérêt potentiels*

La composition et l'altération écologique des hydrosystèmes des territoires d'intérêt potentiels ont été analysées et synthétisées au Tableau 5. Les onze territoires totalisent 5 911 km<sup>2</sup> (6,0 % de la province naturelle), pour une moyenne de 537 km<sup>2</sup>, et dépassent l'objectif de proposition qui s'élevait à 4 815 km<sup>2</sup> (4,8 %). Il s'agit d'aires comportant un minimum d'altération écologique avec, parmi les indicateurs retenus, uniquement la présence de routes et de lignes de transport d'énergie en quantités relativement faibles. Évidemment, le «minimum acceptable» a été modulé en fonction de l'altération écologique sévissant sur les territoires voisins. Par exemple, dans la région de Rouyn-Noranda, la présence de routes et d'une ligne de transport d'électricité a été admise, alors que seules quelques routes d'accès limité ont été acceptées dans le tiers nord de la province naturelle.



**Figure 5** Territoires d'intérêt potentiels de la province naturelle F. En bleu apparaissent les étendues d'eau et en vert, les terres humides.

**Tableau 5** Analyse de la composition et de l'altération écologique des hydrosystèmes des territoires d'intérêt potentiels de la province naturelle F.

		Territoires d'intérêt potentiels														
		Unités	F01	F02	F03	F04	F05	F06			F07	F08	F09		F10	F11
								A*	B	C			A	B		
		Superficie (km <sup>2</sup> )	191	485	405	161	430	339	478	269	292	375	660	862	639	326
		% de la superficie de F	0,2	0,5	0,4	0,2	0,4	0,3	0,5	0,3	0,3	0,4	0,7	0,9	0,6	0,3
Variables descriptives	Étendues d'eau	Superficie (km <sup>2</sup> )	6	2	37	12	2	16	8	14	9	4	25	34	11	2
		% de l'aire protégée	3	0	9	8	0	5	2	5	3	1	4	4	2	1
		% des étendues d'eau de F	0,1	0,0	0,5	0,2	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,4	0,5	0,2	0,0
	Terres humides	Superficie (km <sup>2</sup> )	58	457	87	5	34	184	102	70	3	52	45	156	338	128
		% de l'aire protégée	30	94	21	3	8	54	21	26	1	14	7	18	53	39
		% des terres humides de F	0,1	0,4	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	0,2
	Cours d'eau	Longueur (km)	81	265	241	70	242	201	310	160	161	337	393	527	380	256
		km/1000 km <sup>2</sup>	427	547	594	437	564	592	649	596	552	899	596	611	595	785
		% des cours d'eau de F	0,2	0,5	0,5	0,1	0,5	0,4	0,6	0,3	0,3	0,6	0,7	1,0	0,7	0,5
Altération écologique	Agglomérations **	nb	- ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chemin de fer	km	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lignes de transport d'énergie	km	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-	-	-	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	46	-	-	-	-	-
	Routes (BNDT)	km	4	-	-	11	51	-	-	-	29	-	-	-	-	9
		km/1000 km <sup>2</sup>	19	-	-	67	119	-	-	-	99	-	-	-	-	28
	Routes d'accès limité (BNDT)	km	82	-	-	15	68	-	-	-	42	-	-	12	6	8
		km/1000 km <sup>2</sup>	431	-	-	93	159	-	-	-	146	-	-	14	9	26
	Routes (RRNC1)	km	6	-	-	13	126	-	-	-	16	-	-	4	-	9
		km/1000 km <sup>2</sup>	33	-	-	80	293	-	-	-	56	-	-	5	-	28
Barrages à forte contenance	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zones d'extraction de minerais **	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

\* L'ordre alphabétique respecte l'ordre hiérarchique des sections d'un bassin versant, de l'amont vers l'aval.

\*\* Somme du nombre d'entités surfaciques et ponctuelles.

\*\*\* Le tiret (-) indique un zéro absolu.

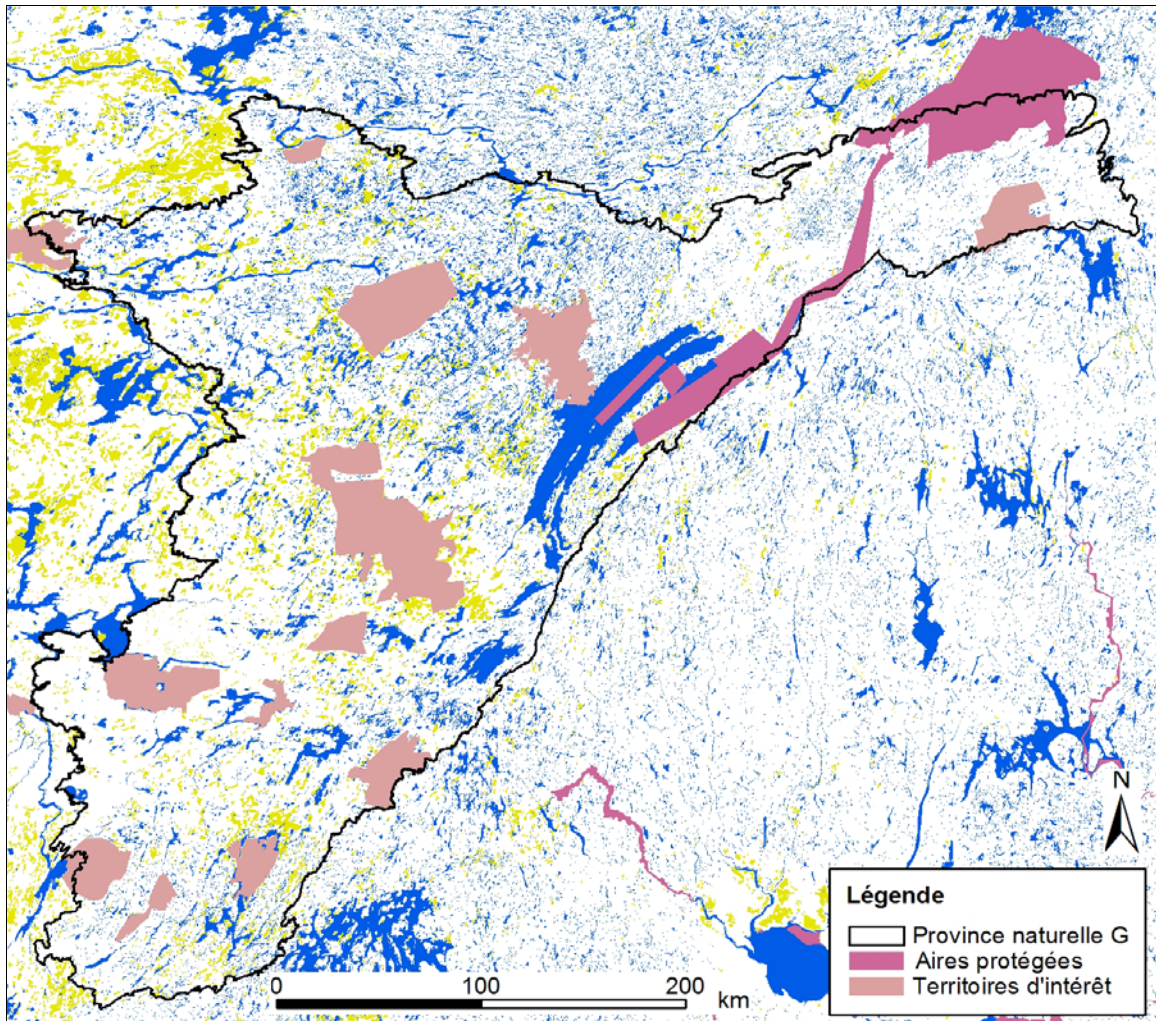
## 4.4 Analyse de carence de deuxième ordre de la province naturelle G

### 4.4.1 Contribution des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt à l'objectif de conservation

La province naturelle des hautes-terres de Mistassini ne comptait, au moment de l'analyse, qu'une seule aire protégée et quinze territoires d'intérêt (Figure 6). Vaste de ses 5 937 km<sup>2</sup>, le projet de parc national québécois Albanel-Témiscamie-Otish, ici considéré comme aire protégée, ne protège pourtant aucun hydrosystème depuis l'amont sur une superficie de plus de 200 km<sup>2</sup>. Les territoires d'intérêt de la province naturelle ne protègeraient eux non plus aucun hydrosystème. Dans un cas cependant (TI-G15), la protection de quelques sections de bassins versants semble avoir guidé l'intention du proposeur, mais la délimitation ne respecte pas intégralement la limite extérieure des bassins versants.

Les résultats des analyses des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt de la province naturelle sont présentés à l'Annexe 4.





**Figure 6** Aires protégées existantes et territoires d'intérêt utilisés pour l'analyse de la province naturelle G. En bleu apparaissent les étendues d'eau et en vert, les terres humides.

#### 4.4.2 Proposition de territoires d'intérêt potentiels

##### 4.4.2.1 *Opportunités d'agrandissement des aires protégées existantes et des territoires d'intérêt*

Les opportunités d'agrandissement des aires protégées et des territoires d'intérêt ont été examinées et rapportées au Tableau 6.

**Tableau 6** Opportunités d’agrandissement des aires protégées existantes et des territoires d’intérêt de la province naturelle G.

		Opportunités d'agrandissement et remarques
Aire protégée	Projet de parc national québécois Albanel-Témiscamie-Otish	Possibilité d'agrandissement vers l'amont sur plusieurs sections de bassins versants
Territoires d'intérêt	TI-G01	Non
	TI-G02	Réseau hydrographique inextricable dû à l'absence de relief Agrandissement mineur nécessaire vers l'amont
	TI-G03	Non
	TI-G04	Possibilité d'agrandissement vers l'amont sur un bassin versant
	TI-G05	Non
	TI-G06	Possibilité d'agrandissement vers l'amont sur un bassin versant
	TI-G07	Non
	TI-G08	Non
	TI-G09	Non
	TI-G10	Non
	TI-G11	Non
	TI-G12	Non
	TI-G13	Possibilité d'agrandissement vers l'amont sur un bassin versant
	TI-G14	Non
	TI-G15	Possibilité d'agrandissement vers l'amont sur un bassin versant

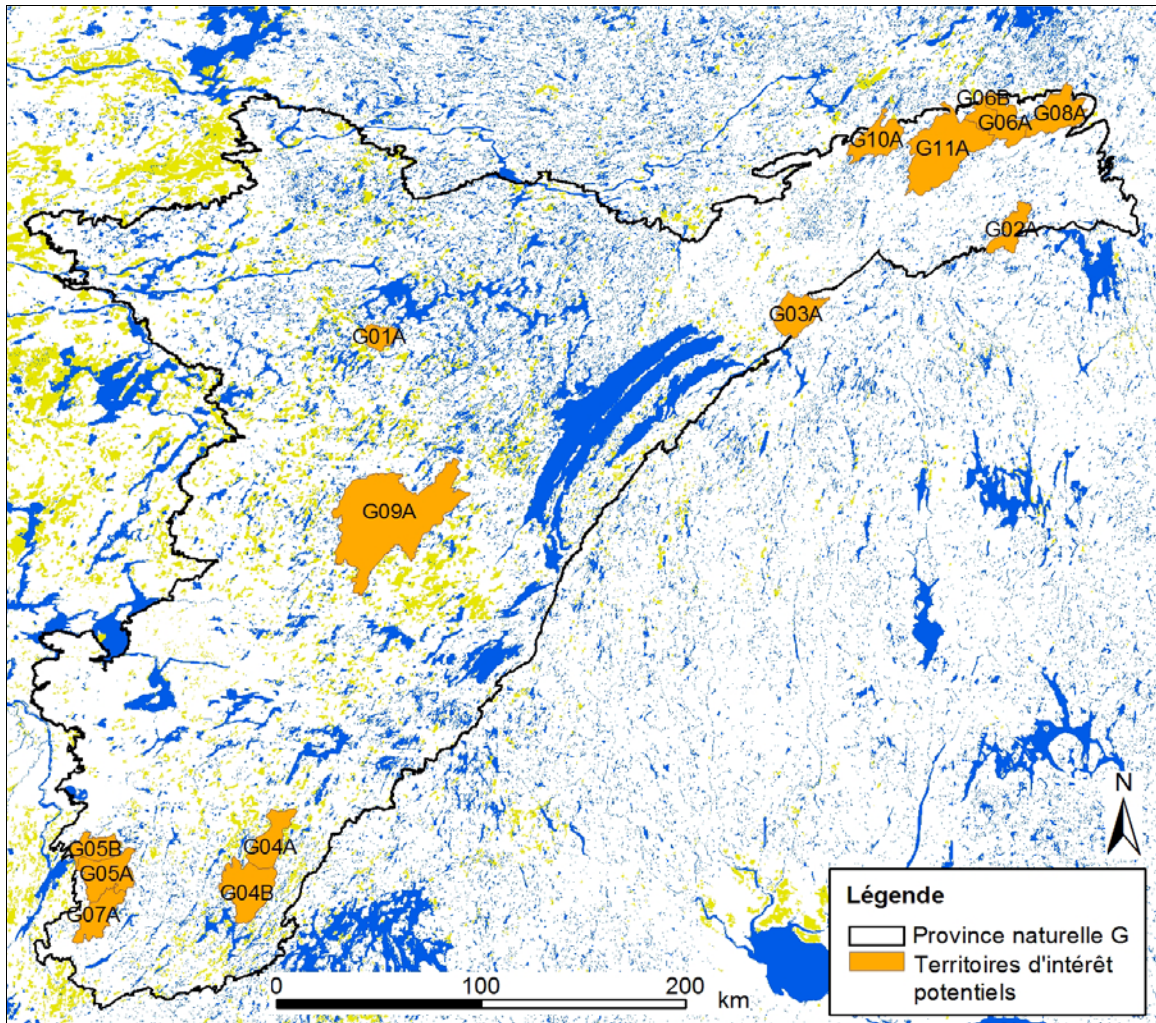
#### 4.4.2.2 Identification de nouveaux territoires

L’exercice d’identification de nouveaux territoires d’intérêt potentiels a résulté en 11 territoires, dont 5 sont un agrandissement du projet de parc national québécois Albanel-Témiscamie-Otish et quatre un agrandissement de territoires d’intérêt (Figure 7). Encore ici, quelques territoires ont été subdivisés en sections pour apporter de la flexibilité au processus de mise en place du réseau d’aires protégées. L’Annexe 5 présente, de façon cartographique, la distribution des territoires d’intérêt potentiels par rapport aux aires protégées existantes et aux territoires d’intérêt. Chacun d’eux est ensuite présenté de façon plus détaillée aux Annexes 16 à 26.

#### 4.4.2.3 Analyse des performances et validation du choix des territoires d’intérêt potentiels

Les onze territoires d’intérêt potentiels proposés pour la province naturelle des hautes-terres de Mistassini totalisent 6 830 km<sup>2</sup> (7,3 % de la province naturelle), pour une

moyenne de 621 km<sup>2</sup>, et dépassent largement l'objectif de proposition qui s'élevait à 2 946 km<sup>2</sup> (3,1 %). Cet excédent s'explique par les conditions de relative intégrité écologique observées dans la province naturelle. En effet, aucun indice d'altération écologique n'a été détecté dans chacun des sept territoires d'intérêt potentiels les plus septentrionaux (Tableau 7).



**Figure 7** Territoires d'intérêt potentiels de la province naturelle G. En bleu apparaissent les étendues d'eau et en vert, les terres humides.

**Tableau 7** Analyse de la composition et de l'altération écologique des hydrosystèmes des territoires d'intérêt potentiels de la province naturelle G.

		Territoires d'intérêt potentiels														
		Unités	G01	G02	G03	G04		G05		G06		G07	G08	G09	G10	G11
						A*	B	A	B	A	B					
		Superficie (km <sup>2</sup> )	155	236	342	341	538	439	248	277	158	334	409	2 049	341	962
		% de la superficie de G	0,2	0,3	0,4	0,4	0,6	0,5	0,3	0,3	0,2	0,4	0,4	2,2	0,4	1,0
Variables descriptives	Étendues d'eau	Superficie (km <sup>2</sup> )	27	36	34	47	99	37	9	25	14	26	29	392	21	126
		% de l'aire protégée	17	15	10	14	18	8	4	9	9	8	7	19	6	13
		% des étendues d'eau de G	0,2	0,3	0,3	0,4	0,8	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	3,0	0,2	1,0
	Terres humides	Superficie (km <sup>2</sup> )	15	- **	4	127	56	9	19	16	1	3	4	179	1	1
		% de l'aire protégée	10	-	1	37	10	2	8	6	1	1	1	9	0	0
		% des terres humides de G	0,2	-	0,0	0,7	0,2	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
	Cours d'eau	Longueur (km)	23	80	176	130	142	220	164	206	121	193	305	642	286	605
		km/1000 km <sup>2</sup>	151	337	513	380	263	501	658	745	769	579	745	313	837	630
		% des cours d'eau de G	0,1	0,2	0,4	0,3	0,3	0,5	0,4	0,5	0,3	0,4	0,7	1,5	0,7	1,4
Altération écologique	Agglomérations ***	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Chemin de fer	km	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lignes de transport d'énergie	km	-	-	-	35	24	-	-	-	-	-	-	62	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	104	45	-	-	-	-	-	-	30	-	-
	Routes (BNDT)	km	-	-	-	-	-	20	-	-	-	47	-	13	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	46	-	-	-	140	-	6	-	-
	Routes d'accès limité (BNDT)	km	-	-	-	-	-	13	-	-	-	138	-	-	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	31	-	-	-	414	-	-	-	-
	Routes (RRNC1)	km	-	-	-	22	21	21	-	-	-	58	-	23	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	64	39	47	-	-	-	173	-	11	-	-
	Barrages à forte contenance	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nb/1 000 km <sup>2</sup>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zones d'extraction de minerais ***	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

\* L'ordre alphabétique respecte l'ordre hiérarchique des sections d'un bassin versant, de l'amont vers l'aval.

\*\* Le tiret (-) indique un zéro absolu.

\*\*\* Somme du nombre d'entités surfaciques et ponctuelles.

## **5. Discussion**

### **5.1 Valeur scientifique de la méthode développée**

#### **5.1.1 Principes de filtre brut appliqués à la conservation des hydrosystèmes**

L'idée de considérer un hydrosystème protégé uniquement lorsque la partie amont de son bassin versant est protégée n'est pas reconnue par la SQAP. Les réserves aquatiques telles que définies par la SQAP ne visent en effet que le milieu aquatique lui-même et le milieu naturel « adjacent ». Cette conception ne peut convenir à la protection des hydrosystèmes, notamment les rivières, dont l'importante composante hydrique est pourvue de mobilité. Les réserves aquatiques de la SQAP ont cependant l'avantage majeur de protéger les rivières contre le développement hydroélectrique, les barrages constituant une menace des plus sérieuses pour la biodiversité.

L'utilisation de la proportion du territoire occupée par les hydrosystèmes pour la fixation de sous-objectifs de conservation est une approche qui assure une répartition équitable des éléments de paysage, tant terrestres qu'aquatiques, dans le réseau de conservation. Cette approche ignore cependant les intersections possibles entre les écosystèmes aquatiques et terrestres à haute valeur de conservation. En effet, dessiner des aires protégées à même les limites des bassins versants comporte un avantage en ce que les superficies sélectionnées permettent de couvrir un large éventail d'écosystèmes terrestres et aquatiques répartis sur la toposéquence.

Les superficies qui ont été ciblées pour établir les principes de filtre brut sont, quant à elles, purement arbitraires, c'est-à-dire qu'elles sont le fruit du jugement de l'auteur. En effet, aucun principe écologique envisagé n'a pu dicter un quelconque ordre de superficie à viser, hormis qu'un plus grand territoire est préférable à un plus petit.

#### **5.1.2 Analyses descriptives des unités écologiques**

L'analyse descriptive vient discriminer les bassins versants à l'intérieur du premier niveau de classification du CÉR, soit les provinces naturelles. L'apport de cette analyse est de permettre – ou à tout le moins de tenter – d'éviter de choisir des territoires

écologiquement trop rapprochés et ainsi de parvenir à un certain niveau de représentativité. Il importe de rappeler que cette analyse, basée sur l'abondance des trois principaux types de milieux humides et aquatiques, se justifie par l'absence de système de classification écologique des hydrosystèmes actuellement appliqué à l'échelle de la province de Québec. À cette échelle, les analyses de bassins versants comptent tout de même deux niveaux de classification : les provinces naturelles et la composition en éléments hydrographiques.

Pour cette démarche, il aurait été utile de disposer d'un découpage hiérarchique des bassins versants dont la plus petite unité soit de l'ordre de 200 km<sup>2</sup>, qui est la superficie minimale visée à cette étape de la création d'un réseau d'aires protégées. Ces données auraient permis d'effectuer une identification plus efficace et moins arbitraire. Un tel exercice d'identification d'aires protégées visant les hydrosystèmes illustre le besoin pressant d'un cadre écologique pour le milieu aquatique.

Concernant les aspects plus techniques, une faiblesse de l'analyse s'est révélée lors du calcul des statistiques de bassins versants, causée par les gradients de chaque type de milieux humides entre l'amont et l'aval. Il est par exemple difficile de capturer les grands lacs en raison des grandes superficies localisées en amont de ceux-ci. L'approche par bassin versant dans les territoires peu accidentés comportant de vastes complexes aquatiques a apporté quelques complications. Certains bassins versants ont un réseau hydrographique tel qu'ils n'ont pas d'exutoire unique, de sorte que la circonscription du bassin nécessite minimalement d'immenses superficies.

### **5.1.3 Méthode de sélection des nouvelles aires protégées**

Le choix des territoires d'intérêt à l'intérieur de chacune des provinces naturelles témoigne de la difficulté de composer un ensemble représentatif d'aires protégées à l'intérieur d'une province naturelle. La représentativité écologique, comme critère de base dans l'identification de l'ensemble des territoires d'intérêt de chaque province naturelle, est assurée par le logiciel *C-Plan* grâce à un second critère important : la complémentarité. Le choix des territoires d'intérêt commençant par les unités écologiques ayant les plus hautes valeurs d'irremplaçabilité, l'assemblage est complété

par la sélection d'unités complémentaires pour former l'ensemble de territoires d'intérêt de la province naturelle. Les territoires d'intérêt doivent ensemble représenter près de 20 % de la province naturelle pour pouvoir transiger lors de la mise en place des aires (F. Poisson 2003, comm. pers.). Ainsi, à chaque fois qu'un territoire d'intérêt est abandonné, l'assemblage de la province naturelle s'éloigne d'un ensemble optimisant la représentativité. Une solution à ce problème serait de réinitialiser l'analyse à chaque fois qu'une décision concernant un territoire survient (Ferrier *et al.* 2000), mais cela rendrait le processus beaucoup plus laborieux.

#### **5.1.4 Analyses d'altération écologique des hydrosystèmes**

La représentativité de la diversité biologique des hydrosystèmes doit être le critère de base du choix des aires protégées. En effet, la gestion de l'inconnu impose, selon le principe du filtre brut, la protection de territoires représentatifs en fonction de leurs caractéristiques écologiques. Or, la diversité écologique, telle qu'appréhendée par le CÉR, fait fi des processus d'altération écologique, bien souvent permanents, auxquels les hydrosystèmes sont particulièrement sensibles. Les modifications anthropiques ne sont que rarement intégrées à la classification des communautés écologiques, mais font réellement partie des mosaïques fonctionnelles du paysage (Noss 1987). Pour illustrer l'effet de ce court-circuit, l'altération écologique sur un bassin versant diminue sa valeur d'irremplaçabilité et atténue le caractère distinct de son hydrosystème. L'altération écologique d'un bassin versant s'avère donc un élément crucial à prendre en compte et doit venir moduler la valeur écologique que lui prête le CÉR. En d'autres termes, plus un territoire est altéré, moins l'identification de territoires d'intérêt basée uniquement sur des critères géologiques, topographiques et climatiques est valable.

Bien qu'il soit ordinairement nécessaire d'inclure des zones altérées par l'humain dans le design d'un réseau d'aires protégées (Meffe *et al.* 1994), les conditions de relative intégrité écologique du territoire des provinces naturelles étudiées ont permis de viser des territoires relativement exempts de nouveaux éléments de paysage (tout au plus quelques lignes de transport d'énergie et tronçons routiers). Il faudra s'attendre à une situation différente pour les provinces naturelles plus méridionales.

### **5.1.5 Analyse de carence de deuxième ordre**

La méthode de sélection d'aires protégées explorée se distingue de l'analyse de carence pour le milieu aquatique proposée par Brannon (2001) par l'utilisation d'unités territoriales synthétisant l'effet du milieu physique sur les écosystèmes. L'analyse de carence de deuxième ordre proposée contourne donc les problèmes liés à l'utilisation des espèces présentes pour l'identification des aires protégées (cf. section 2.4). L'analyse de carence de deuxième ordre pourrait également être appliquée à d'autres contextes, tels les milieux terrestres.

### **5.1.6 Approche systématique de conservation**

L'analyse développée dans le présent mémoire a permis de mieux comprendre les désavantages de l'approche systématique de conservation. Cette approche, qui prévoit l'emploi d'algorithmes, nécessite en effet un découpage *a priori* des unités territoriales en vue de leur analyse. Lorsque les unités territoriales sont de superficie importante, comme dans le cas des ensembles physiographiques au Québec, une analyse *a priori* s'avère plus utile en tant que mécanisme d'aide à l'identification de territoires d'intérêt. Un découpage *a posteriori*, faisant appel au jugement d'un examinateur, doit ensuite être effectué pour le design final du territoire d'intérêt. En effet, si un territoire d'intérêt doit être composé des fractions intactes de plusieurs unités territoriales voisines, seule une évaluation subjective permettra de l'identifier et d'en tracer judicieusement le contour.

### **5.1.7 Limitations géopolitiques**

Aucun mécanisme n'est actuellement utilisé pour éviter de concentrer des efforts de conservation sur des éléments rares de la province, mais communs et abondants dans une province voisine pour les provinces naturelles dont l'écorégion correspondante du cadre écologique canadien chevauche une province voisine. L'utilisation d'un cadre écologique à peu de choses près calqué sur le cadre canadien, lui-même élaboré lors de travaux d'intégration de la cartographie écologique de l'Amérique du Nord, ne sert donc pas à intégrer les efforts de conservation entre les provinces canadiennes. Ceci concerne particulièrement la province naturelle des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (F) qui, par souci d'intégration pour le Québec, inclut deux écorégions fédérales dont les



couvertures s'étendent largement du côté ontarien (plaines de l'Abitibi et basses-terres de la baie James). Qui plus est, ces deux écorégions fédérales font partie d'écozones fédérales distinctes, soit le bouclier boréal et les plaines hudsoniennes, respectivement (Marshall et Schut 1999). Il apparaît dès lors souhaitable pour le Québec d'entreprendre des démarches de concertation avec l'Ontario à ce chapitre, comme suggéré par Noss (1987) ou Margules *et al.* (1988) pour des cas similaires. Des initiatives semblables seraient à promouvoir également dans le cas de la province naturelle des Appalaches (A), auprès du Nouveau-Brunswick et des états américains limitrophes, de même que dans le cas de la province naturelle du plateau de la Basse-Côte-Nord (E), auprès de Terre-Neuve-et-Labrador.

## 5.2 Perspectives d'intégration de la méthode développée à la SQAP

### 5.2.1 Valeur de la contribution

La démarche proposée s'avère une synthèse des données permanentes (abiotiques) à laquelle il manque une validation basée sur des relevés biologiques. Cette analyse ne se limite par ailleurs qu'aux éléments écologiques, ignorant les importantes questions politiques, économiques et culturelles.

### 5.2.2 Modèles de gestion d'utilisations multiples

Le concept des modèles de gestion d'utilisations multiples présenté par Noss et Harris (1986) n'a évolué que très lentement, à la lumière de l'article publié en 2002 par Saunders *et al.* Des stratégies de conservation inspirées de ce concept seraient cependant prometteuses, à condition d'investir dans le développement des approches.

Par exemple, une stratégie opportune serait de juxtaposer des bassins versants complètement protégés à des réserves aquatiques. Une autre solution serait d'imposer des modalités d'utilisation particulières pour les territoires situés en amont d'une aire protégée. Celles-ci pourraient inclure l'interdiction de construire des barrages, l'utilisation de lisières boisées riveraines élargies ou encore, des restrictions concernant la pêche et les autres activités aquatiques.

### 5.2.3 Facilité d'intégration

Avec la stratégie actuelle, les écosystèmes terrestres à haute valeur de contribution et d'irremplaçabilité sont déjà identifiés et ciblés. Cette démarche d'identification n'est point dépourvue de valeur pour les hydrosystèmes, qui sont eux aussi principalement déterminés par la géologie et les autres éléments écologiques les plus permanents. Un territoire d'intérêt identifié par le logiciel *C-Plan* (Bergeron 2002) à partir des données du CÉR s'avèrerait, par conséquent, un bon point de départ pour la protection d'un bassin versant, pourvu que ce dernier soit relativement intact. Une aire protégée servirait ainsi tant les écosystèmes terrestres qu'aquatiques et humides, d'autant plus que la relation qu'ils partagent se verrait elle aussi préservée.

La méthode proposée présente également l'avantage de la simplicité. Elle peut être réalisée en relativement peu de temps en raison de l'informatisation des bases de données utilisées.

L'analyse présentée pourrait également servir de base pour des analyses plus détaillées et à différentes échelles pour leur contenu écologique et leurs modalités de gestion. Des suivis biologiques pourraient être mis en place, par exemple pour vérifier l'intégrité des communautés et l'intégrité génétique des populations d'ichtyofaune, ou encore pour identifier les lacs sans poisson. Les activités anthropiques n'ayant pas été documentées de façon géomatique pourront alors également être considérées.

## **6. Conclusion**

La représentativité et l'intégrité écologiques des hydrosystèmes doivent être analysées selon des méthodes qui leur sont propres. La connectivité des milieux aquatiques, humides et riverains à l'intérieur des bassins versants est en effet déterminée de manière différente de celle des milieux terrestres. L'analyse du réseau d'aires protégées proposée dans ce mémoire suggère qu'une attention particulière accordée aux hydrosystèmes enrichirait les stratégies employées au Québec pour établir les aires protégées. Les pistes de réflexion énoncées restent toutefois à explorer plus en profondeur, ne serait-ce que pour aborder la question de la protection des bassins versants dans les régions plus densément peuplées. L'achèvement d'un cadre écologique de référence pour les hydrosystèmes respectant la hiérarchie des bassins versants serait à ce chapitre un atout considérable.

Enfin, la protection complète de vastes bassins versants en forêt boréale doit être perçue comme une mesure minimale, puisque les activités ayant cours à l'extérieur de ces bassins auront, à long terme, un impact certain sur ces territoires que l'on nomme, malgré cela, protégés. Pour d'autres bassins versants qui ne peuvent être protégés intégralement, les modèles de gestion d'utilisations multiples offrent une avenue de solution satisfaisante, mais dont la plus grande partie reste à développer.

## **7. Remerciements**

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont contribué à cette étude, dont Frédéric Poisson, Louise Gratton, Patrick Beauchesne, Claire Michaud, Martin Joly et Mireille Sager pour avoir démontré un intérêt pour le projet et pour y avoir apporté d'excellents commentaires en cours de réalisation. Nous remercions également Marie Blais pour en avoir effectué la révision linguistique.

## 8. Bibliographie

- Angermeier, P.L. et J.R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44: 690-697.
- Anonyme. 2002. Le cadre écologique de référence (CÉR) pour l'aménagement du territoire et des ressources, Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement.
- Bergeron, M.E. 2002. Identification de territoires d'intérêt pour la conservation de la biodiversité : Méthodologie et application à l'Outaouais québécois. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke. 107 pp.
- Bernatchez, L. et M. Giroux. 2000. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada. Éditions Marcel Broquet, Boucherville, Québec, Canada. 350 pp.
- Berthiaume, E., M. Darveau et L.V. Lemelin. 2004. Développement d'un processus d'implantation d'indicateurs de biodiversité dans un cas-type de certification : rapport 2003. Université Laval. 25 pp.
- Brannon, A. 2001. Aquatic Gap Analysis: Current Projects – October 2001, Gap Analysis Program, United States Geological Survey.
- Calow, P. 1992. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1: 1-5.
- Calow, P. 2000. Critics of Ecosystem Health Misrepresented. *Ecosystem Health* 6: 3-4.
- CÉGFPQ. 2004. Rapport, Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 307 pp.
- Chu, C., C.K. Minns et N.E. Mandrak. 2003. Comparative regional assessment of factors impacting freshwater fish biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science* 60: 624-634.
- Décamps, H. 1993. River Margins and Environmental Change. *Ecol. Appl.* 3: 441-445.
- Dissmeyer, G.E. (sous la direction de). 2000. Drinking water from forests and grasslands: a synthesis of the scientific literature. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC. 246 pp.
- Dynesius, M. et C. Nilsson. 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266: 753-762.
- ESRI. 2001. ArcGIS® 8.2, Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA, U.S.A.
- Ferrier, S., R.L. Pressey et T.W. Barrett. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93: 303-325.
- Frissell, C.A. et D. Bayles. 1996. Ecosystem Management and the Conservation of Aquatic Biodiversity and Ecological Integrity. *Water Resource Bull.* 32: 229-240.

- Gouvernement du Québec. 2002. Stratégie québécoise sur les aires protégées - Plan d'action stratégique - Premiers résultats. Bibliothèque nationale du Québec, Québec. 44 pp.
- Gouvernement du Québec. 2005a. Loi sur la sécurité des barrages L.R.Q., chapitre S-3.1.01, Éditeur officiel du Québec.
- Gouvernement du Québec. 2005b. Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État - Loi sur les forêts. L.R.Q. c. F-4.1, a. 171, r.1.001.1.
- Hewlett, J.D. 1982. Principles of Forest Hydrology, Athens, Georgia, U.S.A. 183 pp.
- Hunter, M.L. 1990. Wildlife, forest, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 370 pp.
- Hunter, M.L.J. 1999. Biological Diversity. pp. 3-21. *In*: M.L.J. Hunter (sous la direction de) Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems, Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge.
- Hunter, M.L.J. 2002. Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Science, Malden, MA. 547 pp.
- Hunter, M.L.J., L.J. George Jr et T. Webb III. 1988. Paleoecology and the Coarse-Filter Approach to Maintaining Biological Diversity. *Conservation Biology* 2: 375-385.
- Huot, J. et D. Vandal. 1988. Le rôle de la végétation riveraine comme habitat faunique. pp. 147-161. *In*: G. L'Italien (sous la direction de) L'utilisation polyvalente de la forêt: une utopie. Actes du colloque tenu au 54<sup>e</sup> congrès de l'ACFAS, Regroupement pour un Québec vert, Québec.
- Jansson, R., C. Nilsson et B. Renöfält. 2000. Fragmentation of Riparian Floras in Rivers with Multiple Dams. *Ecology* 81: 899-903.
- Jean, M., G. Létourneau, C. Lavoie et F. Delisle. 2002. Les milieux humides et les plantes exotiques en eau douce. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent et Université Laval, Centre de recherche en aménagement et développement. 8 pp.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Karr, J.R. 1999. Defining and Measuring River Health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.
- Karr, J.R. et E.W. Chu. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423: 1-14.
- Li, T. et J.P. Ducruc. 2000. Les Provinces naturelles du Québec: Niveau I du cadre écologique du Québec. Les Publications du Québec. 81 pp.
- Ligon, F.K., W.E. Dietrich et W.J. Trush. 1995. Downstream Ecological Effects of Dams - A geomorphic perspective. *Bioscience* 45: 183-192.
- Margules, C., A.J. Higgs et R.W. Rafe. 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? *Biol. Conserv.* 24: 115-128.
- Margules, C.R., A.O. Nicholls et R.L. Pressey. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76.

- Margules, C.R. et R.L. Pressey. 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marshall, I.B. et P.H. Schut. 1999. A National Ecological Framework for Canada - Overview, Ecosystems Science Directorate, Environment Canada and Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada.
- Meffe, G.K. 1998. Softening the Boundaries. *Conservation Biology* 12: 259-260.
- Meffe, G.K., R.C. Carroll et Contributors. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates inc., Sunderland, MA. 600 pp.
- Microsoft Corporation. 2002. Microsoft Excel, Microsoft Corporation.
- Miller, R.R., J.D. Williams et J.E. Williams. 1989. Extinctions of North American Fishes During the Past Century. *Fisheries* 14: 22-38.
- Ministère de l'Environnement. 1999. Aires protégées au Québec: Contexte, constats et enjeux. Bibliothèque nationale du Québec. 64 pp.
- Morley, S.A. et J.R. Karr. 2002. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16: 1498-1509.
- Moyle, P.B. et P.J. Randall. 1998. Evaluating the Biotic Integrity of Watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology* 12: 1318-1326.
- Moyle, P.B. et R.M. Yoshiyama. 1994. Protection of Aquatic Biodiversity in California: a Five-Tiered Approach. *Fisheries* 19: 6-18.
- Naiman, R.J., H. Décamps et M. Pollock. 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecol. Appl.* 3: 209-212.
- Nantel, P., A. Bouchard, L. Brouillet et S. Hay. 1998. Selection of areas for protecting rare plants with integration of land use conflicts: a case study for the west coast of Newfoundland, Canada.
- Nicholls, A.O. et C.R. Margules. 1993. An Upgraded Reserve Selection Algorithm. *Biological Conservation* 64: 165-169.
- Nilsson, C. 1992. Conservation Management of Riparian Communities. pp. 352-372. *In*: L. Hansson (sous la direction de) *Ecological Principles of Nature Conservation*, Elsevier Science Publishers LTD, Cambridge, Grande-Bretagne.
- Nilsson, C., G. Grelsson, M. Johansson et U. Sperens. 1989. Patterns of Plant Species Richness along Riverbanks. *Ecology* 70: 77-84.
- Noss, R.F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41: 11-37.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Noss, R.F. 1997. The Failure of Universities to Produce Conservation Biologists. *Conservation Biology* 11: 1267-1269.
- Noss, R.F. et L.D. Harris. 1986. Nodes, Networks, and MUMs: Preserving Diversity at All Scales. *Environ. Manage.* 10: 299-309.

- O'keefe, J.H. 1989. Conserving Rivers in Southern Africa. *Biological Conservation* 49: 255-274.
- Poff, N.L. et J.D. Allan. 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47: 769-784.
- Poiani, K.A., B.D. Richter, M.G. Anderson et H.E. Richter. 2000. Biodiversity Conservation at Multiple Scales: Functional Sites, Landscapes, and Networks. *BioScience* 50: 133-146.
- Power, M.D., A. Sun, G. Parker, W.E. Dietrich et J.T. Wootton. 1995. Hydraulic Food-Chain Models. *Bioscience* 45: 159-167.
- Pressey, R.L. 1994. *Ad Hoc* Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? *Biological Conservation* 8: 662-668.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright et P.H. Williams. 1993. Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Ralley, W. 2002. Espèces aquatiques au Manitoba: réalité et menace. pp. 93-102. *In*: R. Claudi, P. Nantel et E. Muckle-Jeffs (sous la direction de) *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada*, Direction générale des sciences, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Ottawa.
- Rapport, D.J., G. Böhm, D. Buckingham, J.J. Cairns, R. Costanza, J.R. Karr, H.A.M. deKruif, N.O. Nielsen et W.G. Whitford. 2000. Reply to Calow: Critics of Ecosystem Health Misrepresented. *Ecosystem Health* 6: 5-6.
- Rapport, D.J., C. Gaudet, J.R. Karr, J.S. Baron, C. Bohlen, W. Jackson, B. Jones, R.J. Naiman, B. Norton et M.M. Pollock. 1998. Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical process. *Journal of Environmental Management* 53: 1-15.
- Ricciardi, A. et J.B. Rasmussen. 1999. Extinction Rates of North American Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 13: 1220-1222.
- Richter, B.D., J.V. Baumgartner, R. Wigington et D.P. Braun. 1997a. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Richter, B.D., D.P. Braun, M.A. Mendelson et L.L. Master. 1997b. Threats to Imperiled Freshwater Fauna. *Conservation Biology* 11: 1081-1093.
- RNC. 1996. Dictionnaire des données de la BNDT (Base nationale de données topographiques), édition 3.1. Ressources naturelles Canada, Géomatique Canada. 230 pp.
- Saunders, D.L., J.J. Meeuwig et A.C.J. Vincent. 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41.
- Scott, J.M., B. Csuti, J.D. Jacobi et J.E. Estes. 1987. Species richness - A geographic approach approach to protecting future biological diversity. *BioScience* 37: 782-788.
- Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T.C.J. Edwards, J. Ulliman et R.G. Wright. 1993. Gap

- Analysis: a Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1-41.
- Scott, M.J., M. Murray, R.G. Wright, B. Csuti, P. Morgan et R.L. Pressey. 2001. Representation of natural vegetation in protected areas: capturing the geographic range. *Biodiversity and Conservation* 10: 1297-1301.
- Sjöberg, K. et L. Ericson. 1992. Forested and Open Wetland Complexes. pp. 326-351. *In*: L. Hansson (sous la direction de) *Ecological Principles of Nature Conservation*, Elsevier Science Publishers LTD, Cambridge, Grande-Bretagne.
- Soulé, M.E. et D. Simberloff. 1986. What Do Genetics and Ecology Tell Us About the Design of Nature Reserves? *Biological Conservation* 35: 19-40.
- Trombulak, S.C. et C.A. Frissell. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell et C.E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Vuori, K.M., I. Joensuu, J. Latvala, E. Jutila et A. Ahvonen. 1998. Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 745-759.
- Williams, G.P. et M.G. Wolman. 1984. Downstream Effects of Dams on Alluvial Rivers, Geological survey professional paper 1286, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.



## **9. Annexes**

**Annexe 1** Résultats des analyses des aires protégées existantes de la province naturelle des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (F).

		Aires protégées									
		Unités	Baie de Boatswain	Chicobi	Collines de Muskuchii	Lac Sabourin	Lacs Vaudray et Joannès	Missisicabi	Péninsule de Ministikawatin	Rivière Harricana Nord	d'Aiguebelle (parc de conservation)
		Superficie (km <sup>2</sup> )	109	21	735	378	181	669	857	250	261
		% de la superficie de F	0,1	0,0	0,7	0,4	0,2	0,7	0,9	0,3	0,3
Variables descriptives *	Étendues d'eau	Superficie (km <sup>2</sup> )	2	0	10	41	13	8	9	47	13
		% de l'aire protégée	2,2	1,0	1,4	10,7	7,0	1,2	1,0	19,0	5,0
		% des étendues d'eau de F	0,0	0,0	0,1	0,6	0,2	0,1	0,1	0,7	0,2
	Terres humides	Superficie (km <sup>2</sup> )	75	5	169	148	30	163	767	65	14
		% de l'aire protégée	69,3	23,7	22,9	39,0	16,5	24,4	89,5	25,9	5,4
		% des terres humides de F	0,3	0,0	0,7	0,6	0,1	0,7	3,3	0,3	0,1
	Cours d'eau	Longueur (km)	18	18	532	162	93	690	381	72	191
		km/1000 km <sup>2</sup>	162	839	724	429	514	1031	444	288	732
		% des cours d'eau de F	0,0	0,0	1,0	0,3	0,2	1,3	0,7	0,1	0,4
Altération écologique	Agglomérations **	nb	- ***	-	-	-	1	-	-	-	-
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	6	-	-	-	-
	Chemin de fer	km	-	-	-	-	2	-	-	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	12	-	-	-	-
	Lignes de transport d'énergie	km	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Routes (BNDT)	km	-	-	-	8	55	-	-	-	54
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	22	303	-	-	-	208
	Routes d'accès limité (BNDT)	km	-	0	33	71	33	15	-	-	44
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	2	44	188	181	22	-	-	168
	Routes (RRNC1)	km	-	-	-	7	59	-	-	-	71
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	19	326	-	-	-	270
Barrages à forte contenance	nb	-	-	-	-	2	-	-	-	-	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	11	-	-	-	-	
Zones d'extraction de minerais **	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

\* Les variables descriptives ne sont pas nécessairement protégées, car il est possible que l'amont du bassin versant ne le soit pas.

\*\* Somme du nombre d'entités surfaciques et ponctuelles.

\*\*\* Le tiret (-) indique un zéro absolu.

**Annexe 2** Résultats des analyses des territoires d'intérêt de la province naturelle des basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (F).

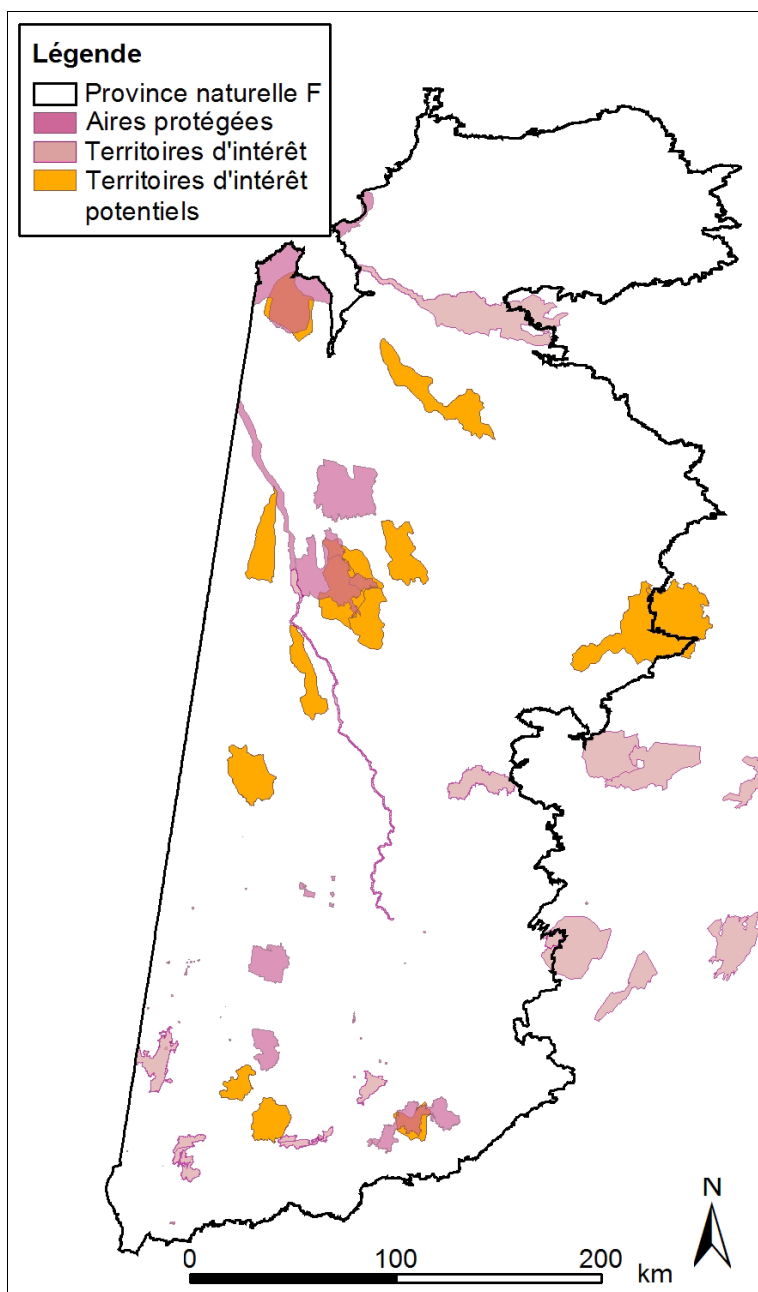
		Territoires d'intérêt									
		Unités	Waskaganish	Lac Taibi	Haute Harricana	Lac Opasatica	Forêt Piché- Lemoine	Lac des Quinze	Réservoir Decelles	Marais du lac Parent	
		Superficie (km <sup>2</sup> )	1 128	266	177	245	94	159	81	54	
		% de la superficie de F	1,04	0,27	0,18	0,25	0,09	0,16	0,08	0,05	
Variables descriptives *	Étendues d'eau	Superficie (km <sup>2</sup> )	37	34	51	61	23	4	3	11	
		% de l'aire protégée	3,3	12,9	28,6	24,9	24,0	2,2	4,0	20,0	
		% des étendues d'eau de F	0,5	0,5	0,8	0,9	0,3	0,1	0,0	0,2	
	Terres humides	Superficie (km <sup>2</sup> )	558	19	19	5	7	4	10	15	
		% de l'aire protégée	49,4	7,2	10,7	2,0	7,5	2,5	12,8	27,8	
		% des terres humides de F	2,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	
	Cours d'eau	Longueur (km)	610	64	38	83	18	31	29	36	
		km/1000 km <sup>2</sup>	541	242	213	340	194	192	361	664	
		% des cours d'eau de F	1,2	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	
	Altération écologique	Agglomérations **	nb	- ***	-	1	-	-	-	1	-
			nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	6	-	-	-	12	-
		Chemin de fer	km	-	-	-	-	-	-	-	-
km/1000 km <sup>2</sup>			-	-	-	-	-	-	-	-	
Lignes de transport d'énergie		km	-	-	0	-	-	8	12	-	
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	41	-	-	306	577	-	
Routes (BNDT)		km	29	9	6	8	12	-	22	-	
		km/1000 km <sup>2</sup>	26	35	35	32	124	-	274	-	
Routes d'accès limité (BNDT)		km	1	9	5	43	14	27	20	-	
		km/1000 km <sup>2</sup>	1	36	28	175	144	171	249	-	
Routes (RRNC1)		km	29	-	5	18	22	-	13	-	
		km/1000 km <sup>2</sup>	26	-	30	74	237	-	165	-	
Barrages à forte contenance		nb	-	-	-	-	-	-	-	-	
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zones d'extraction de minerai **		nb	-	-	-	-	-	-	-	-	
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-		

\* Les variables descriptives ne seraient pas nécessairement protégées, car il est possible que l'amont du bassin versant ne le soit pas.

\*\* Somme du nombre d'entités surfaciques et ponctuelles.

\*\*\* Le tiret (-) indique un zéro absolu.

**Annexe 3** Distribution des territoires d'intérêt potentiels par rapport aux aires protégées et aux territoires d'intérêt (en transparence) de la province naturelle basses-terres de l'Abitibi et de la baie James (F).



**Annexe 4** Résultats des analyses des aires protégées et des territoires d'intérêt de la province naturelle des hautes-terres de Mistassini (G).

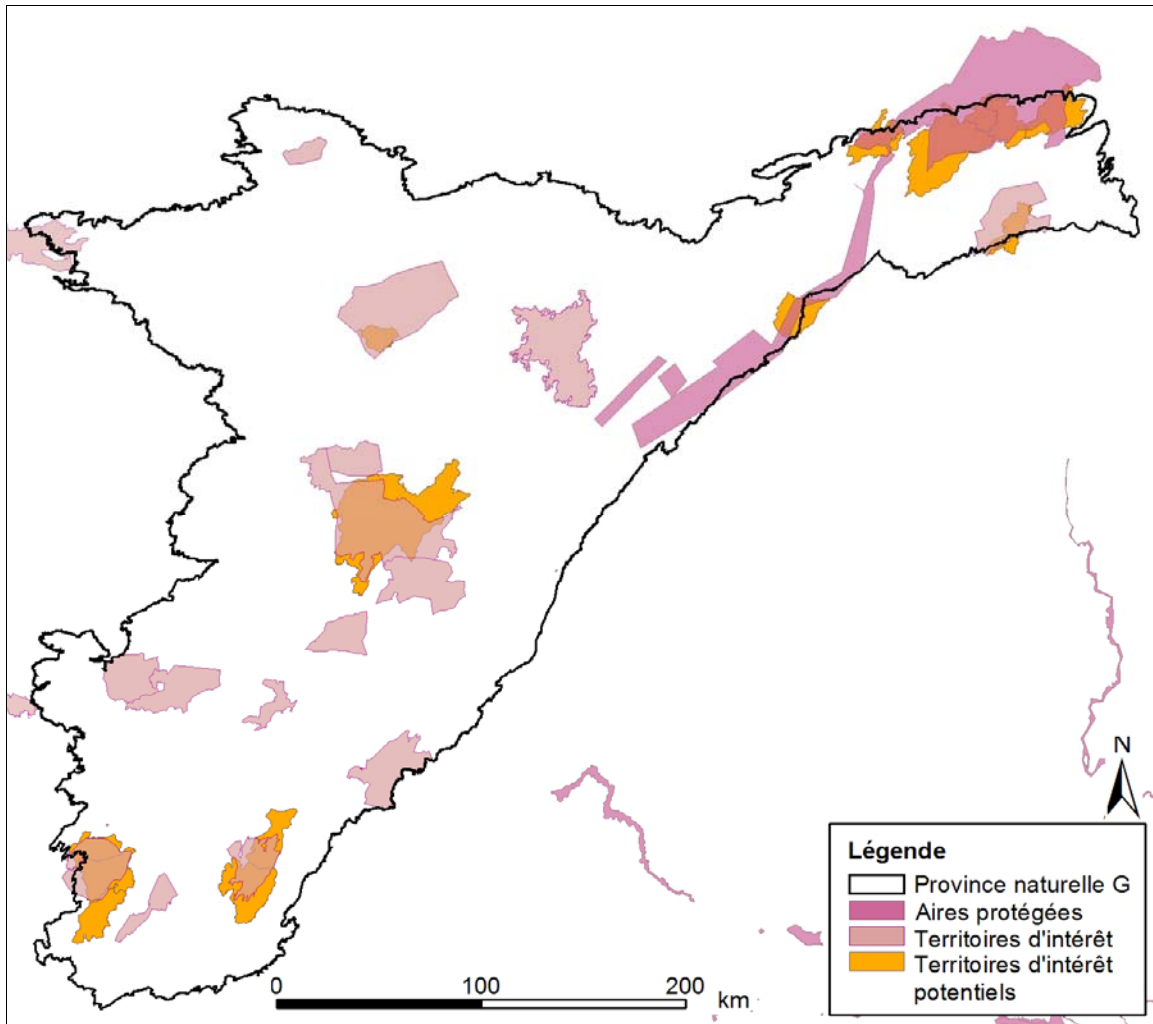
	Unités	Aires protégées	Territoires d'intérêt															
		Albanel-Témiscamie-Otish	TI-G01	TI-G02	TI-G03	TI-G04	TI-G05	TI-G06	TI-G07	TI-G08	TI-G09	TI-G10	TI-G11	TI-G12	TI-G13	TI-G14	TI-G15	
	Superficie (km <sup>2</sup> )	5 937	163	1 483	1 283	730	356	1 902	739	383	487	586	205	662	468	252	644	
	% de la superficie de F	6,3	0,2	1,6	1,4	0,8	0,4	2,0	0,8	0,4	0,5	0,6	0,2	0,7	0,5	0,3	0,7	
Variables descriptives *	Étendues d'eau	Superficie (km <sup>2</sup> )	713	18	365	350	79	36	429	21	45	6	200	47	147	79	36	41
		% de l'aire protégée	12,0	10,8	24,6	27,3	10,8	10,0	22,5	2,9	11,8	1,3	34,2	23,1	22,2	17,0	14,4	6,3
		% des étendues d'eau de F	5,5	0,1	2,8	2,7	0,6	0,3	3,3	0,2	0,4	0,0	1,6	0,4	1,1	0,6	0,3	0,3
	Terres humides	Superficie (km <sup>2</sup> )	78	1	86	24	- **	31	172	244	17	14	19	2	13	96	2	16
		% de l'aire protégée	1,3	0,7	5,8	1,8	-	8,7	9,1	33,0	4,5	3,0	3,2	1,2	1,9	20,6	0,6	2,5
		% des terres humides de F	1,4	0,0	1,6	0,4	-	0,6	3,1	4,4	0,3	0,3	0,3	0,0	0,2	1,8	0,0	0,3
	Cours d'eau	Longueur (km)	2 343	85	314	312	376	165	572	416	179	244	200	54	265	127	110	377
		km/1000 km <sup>2</sup>	395	522	212	244	515	464	301	562	467	501	341	266	400	272	436	584
		% des cours d'eau de F	5,4	0,2	0,7	0,7	0,9	0,4	1,3	1,0	0,4	0,6	0,5	0,1	0,6	0,3	0,3	0,9
Altération écologique	Agglomérations ***	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Chemin de fer	km	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7	-	-	-	
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	34	-	-	-	
	Lignes de transport d'énergie	km	-	-	10	-	-	13	74	11	56	-	-	8	-	-	-	
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	7	-	-	36	39	14	145	-	-	37	-	-	-	
	Routes (BNDT)	km	-	-	-	-	-	-	-	-	18	40	-	22	13	-	52	
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	48	83	-	107	20	-	205	
	Routes d'accès limité (BNDT)	km	-	-	41	-	-	-	-	6	37	212	46	88	30	-	82	
		km/1000 km <sup>2</sup>	-	-	27	-	-	-	-	9	96	435	79	427	45	-	327	
	Routes (RRNC1)	km	13	-	27	-	-	-	-	27	20	48	0	19	33	39	42	
		km/1000 km <sup>2</sup>	2	-	18	-	-	-	-	36	51	99	1	94	49	83	166	
Barrages à forte contenance	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Zones d'extraction de minerai ***	nb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	nb/1 000 km <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

\* Les variables descriptives ne sont pas nécessairement protégées, car il est possible que l'amont du bassin versant ne le soit pas.

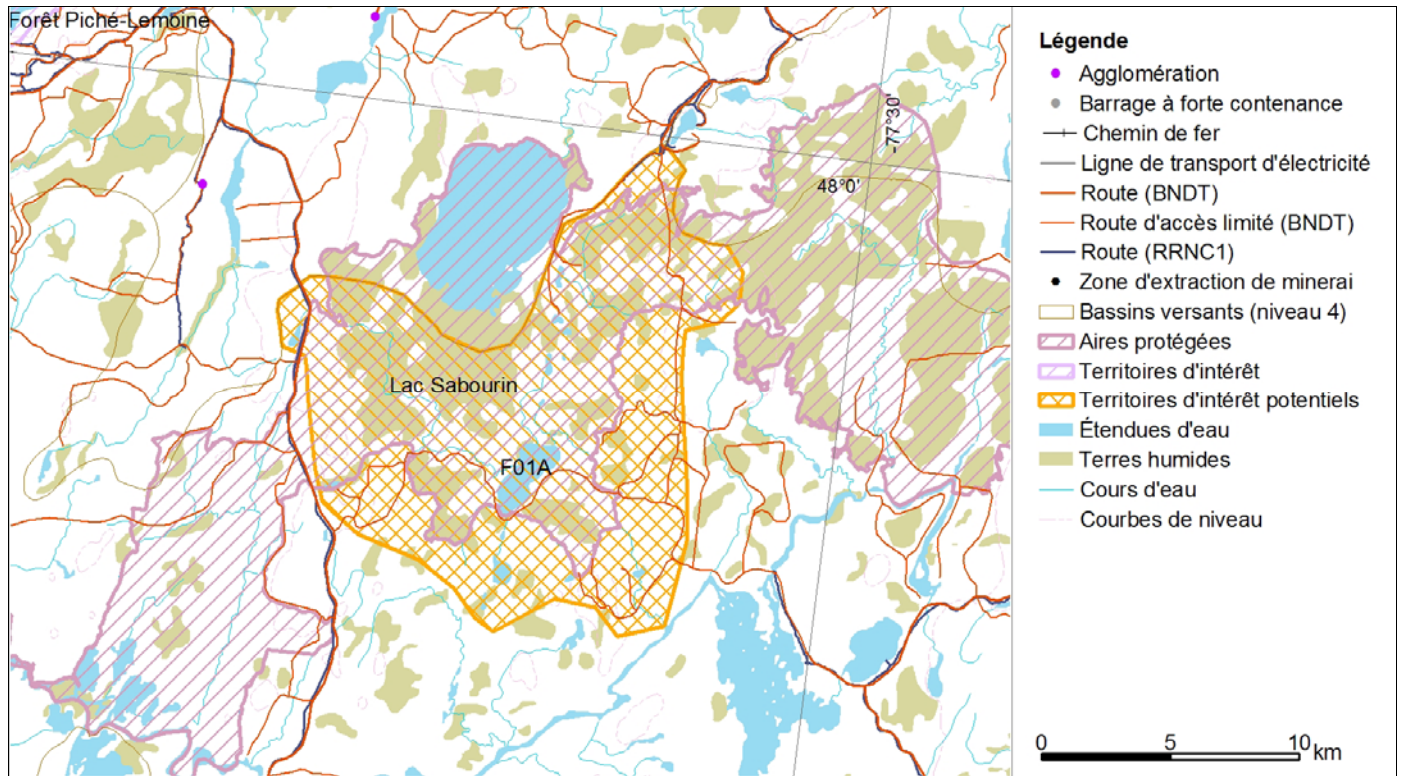
\*\* Le tiret (-) Indique un zéro absolu.

\*\*\* Somme du nombre d'entités surfaciques et ponctuelles.

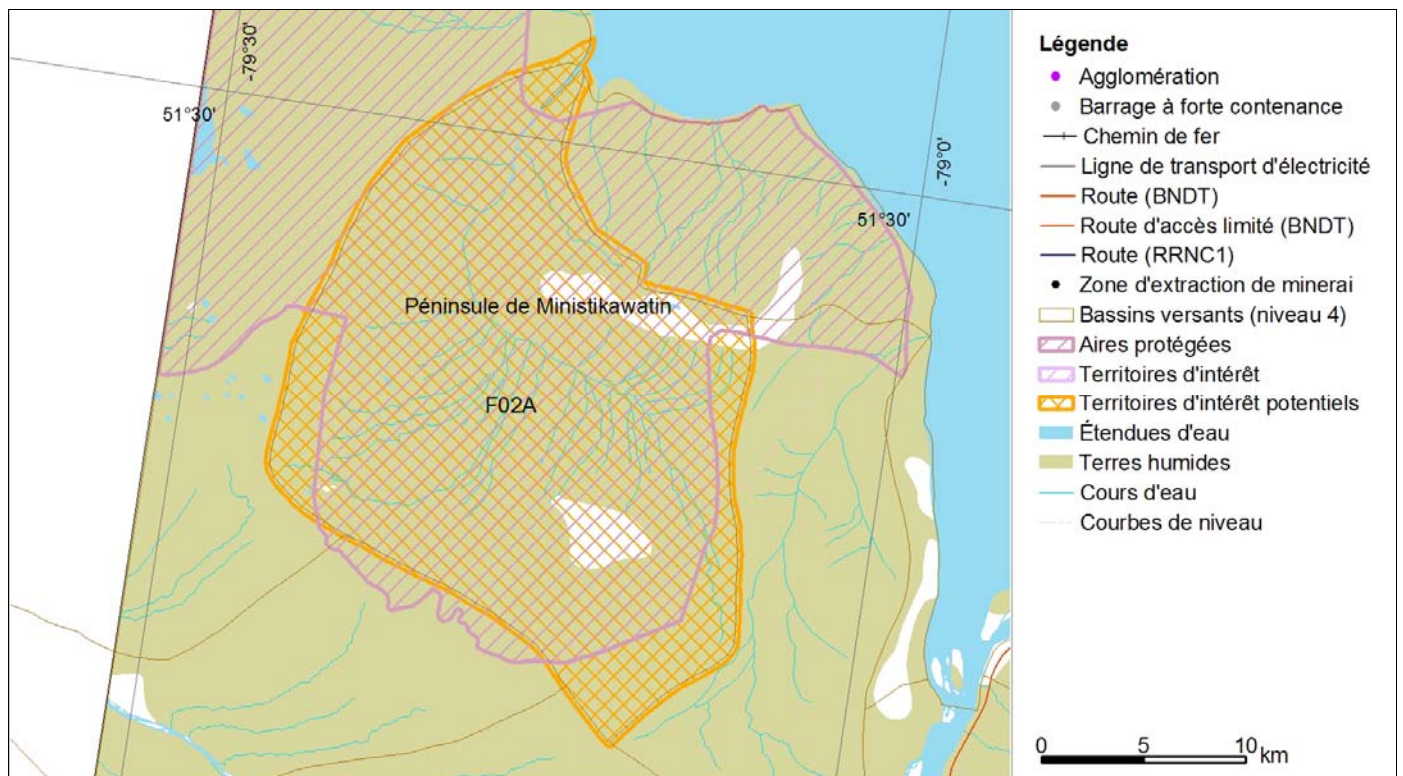
**Annexe 5** Distribution des territoires d'intérêt potentiels par rapport aux aires protégées et aux territoires d'intérêt (en transparence) de la province naturelle des hautes-terres de Mistassini (G).



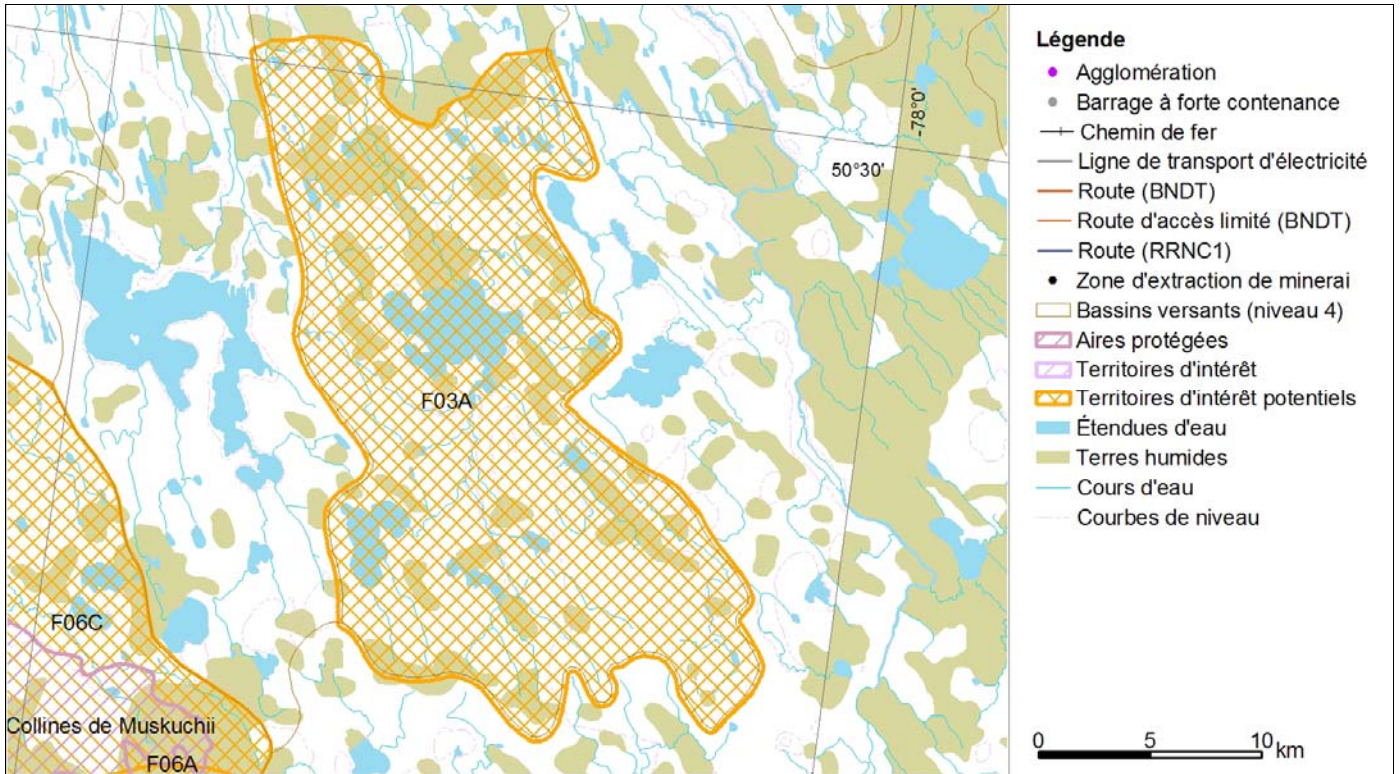
**Annexe 6** Territoire d'intérêt potentiel F01.



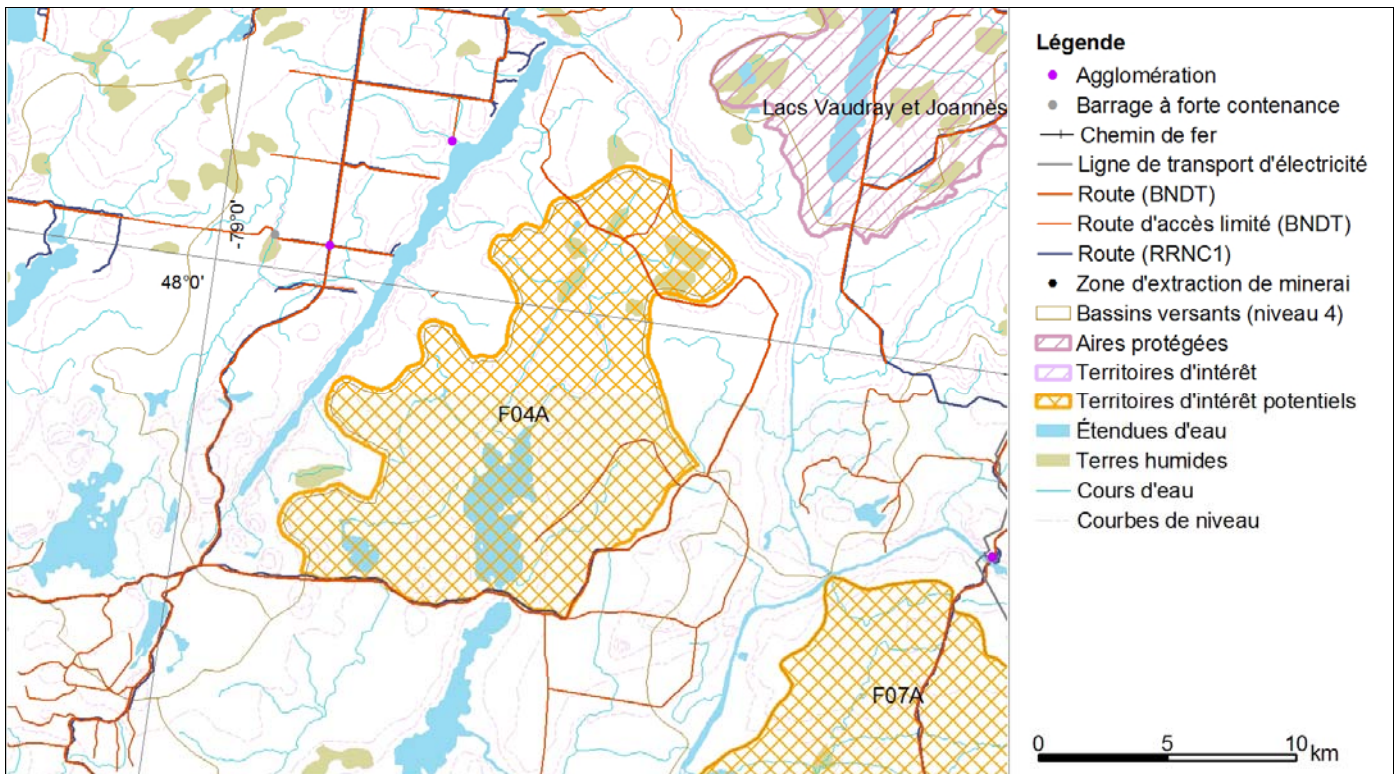
**Annexe 7** Territoire d'intérêt potentiel F02.



**Annexe 8** Territoire d'intérêt potentiel F03.

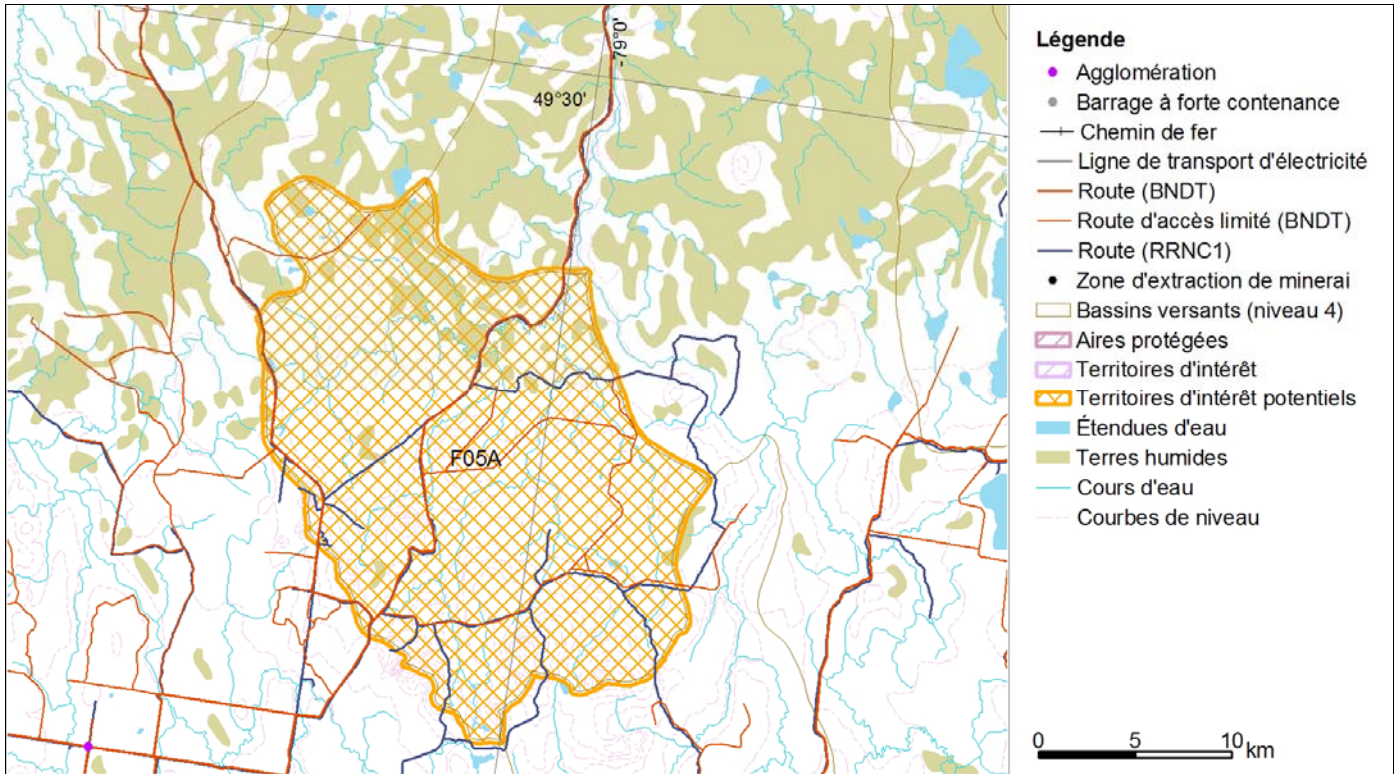


**Annexe 9** Territoire d'intérêt potentiel F04.

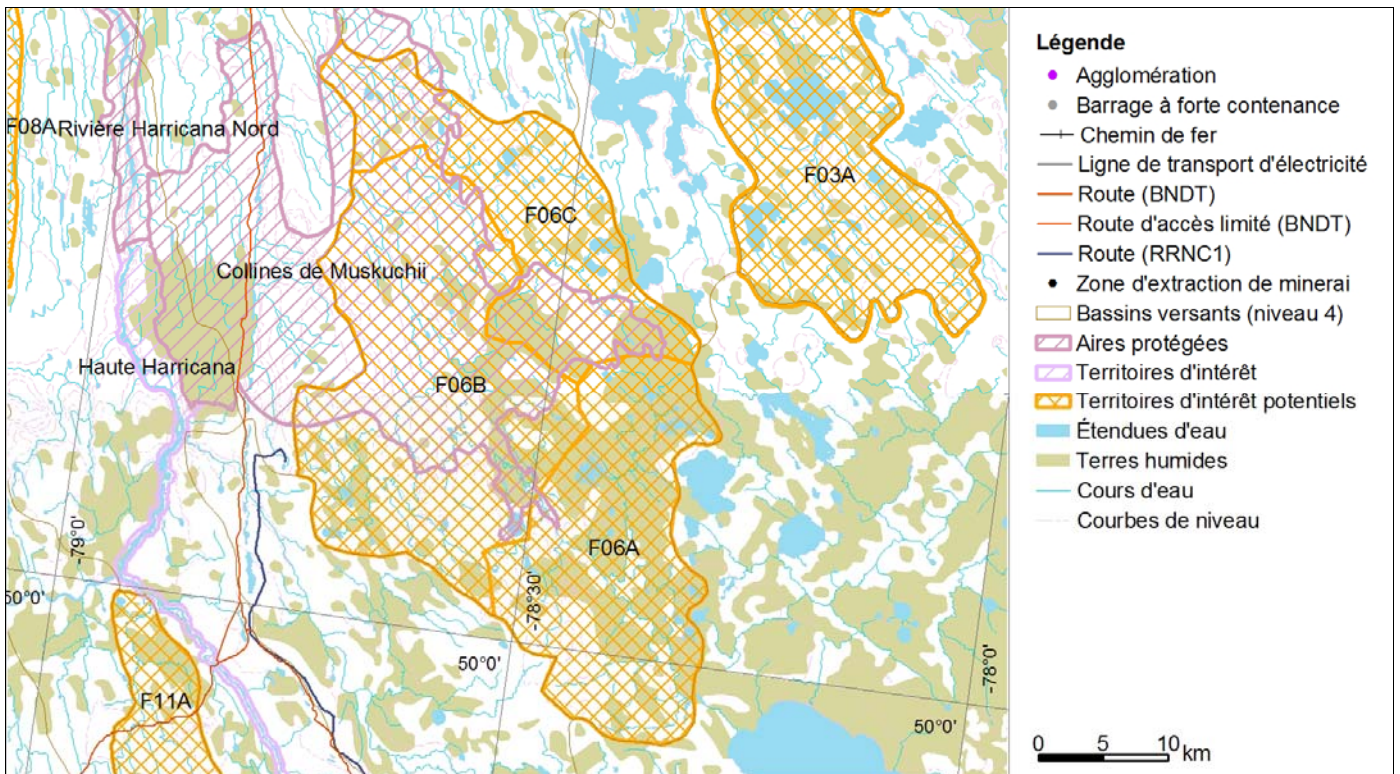




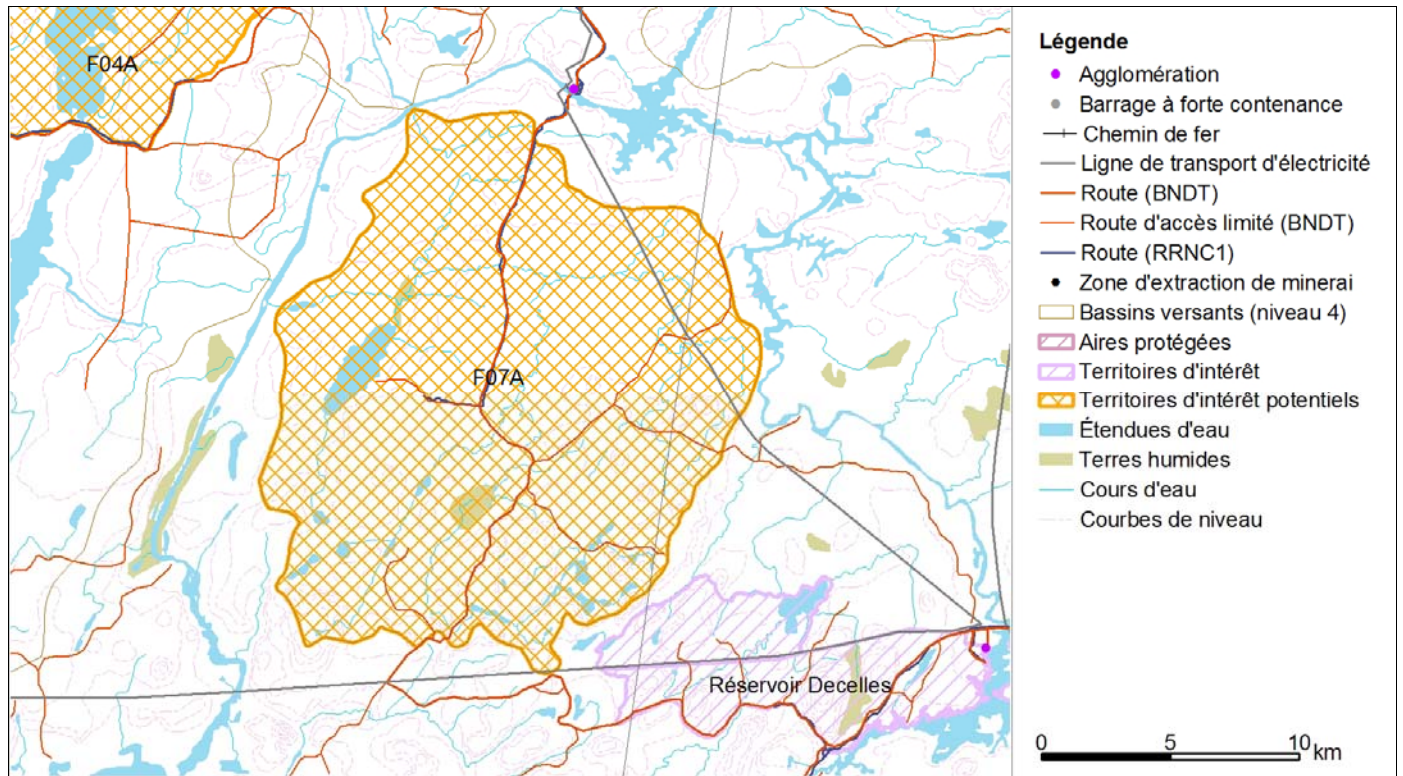
**Annexe 10** Territoire d'intérêt potentiel F05.



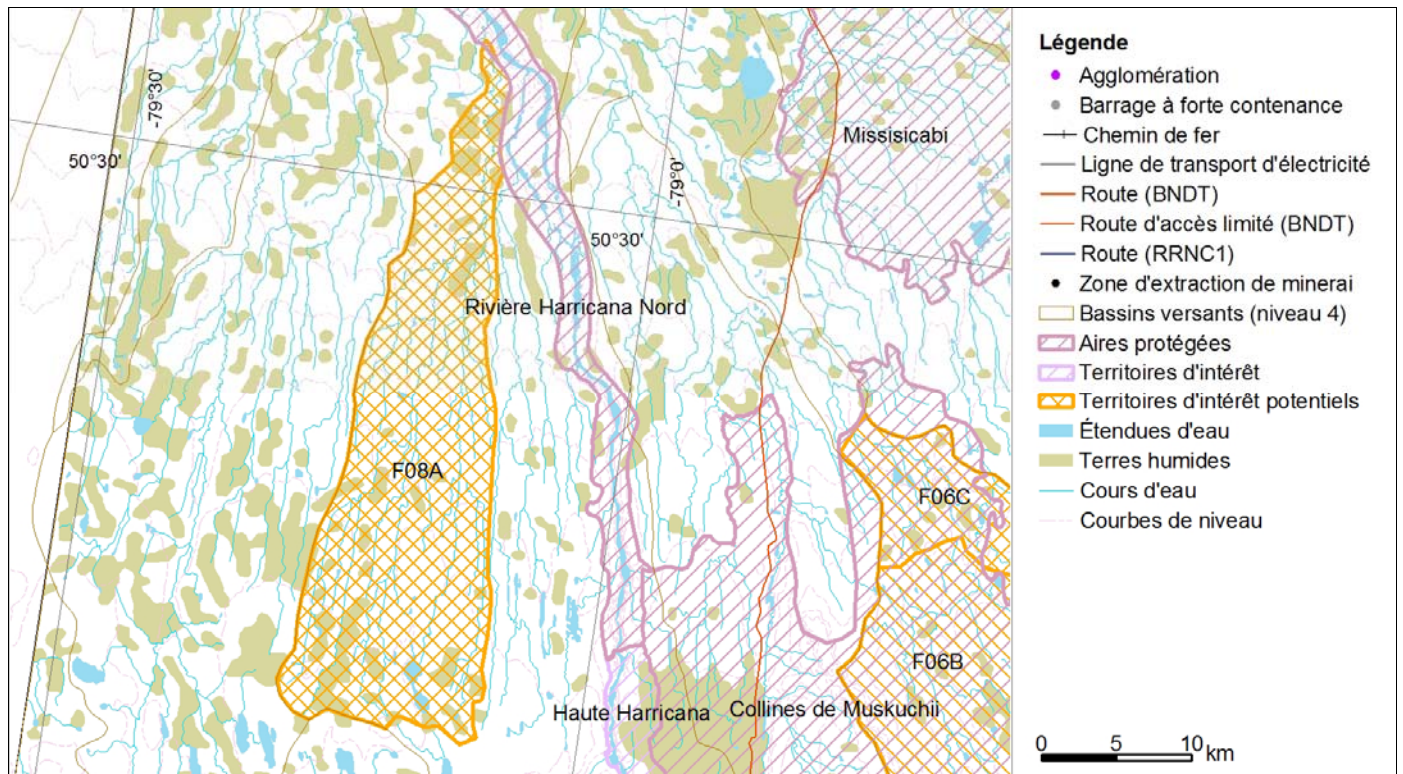
**Annexe 11** Territoire d'intérêt potentiel F06.



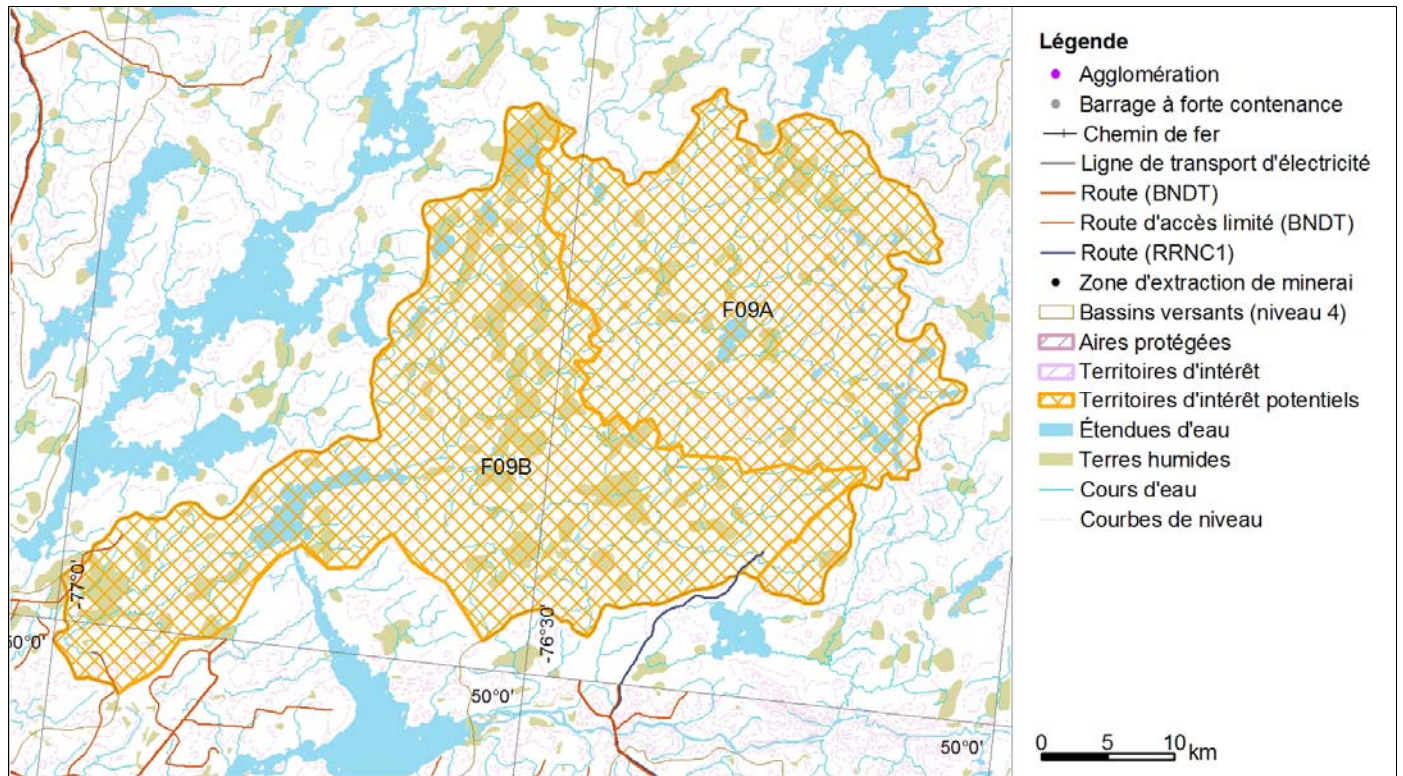
**Annexe 12** Territoire d'intérêt potentiel F07.



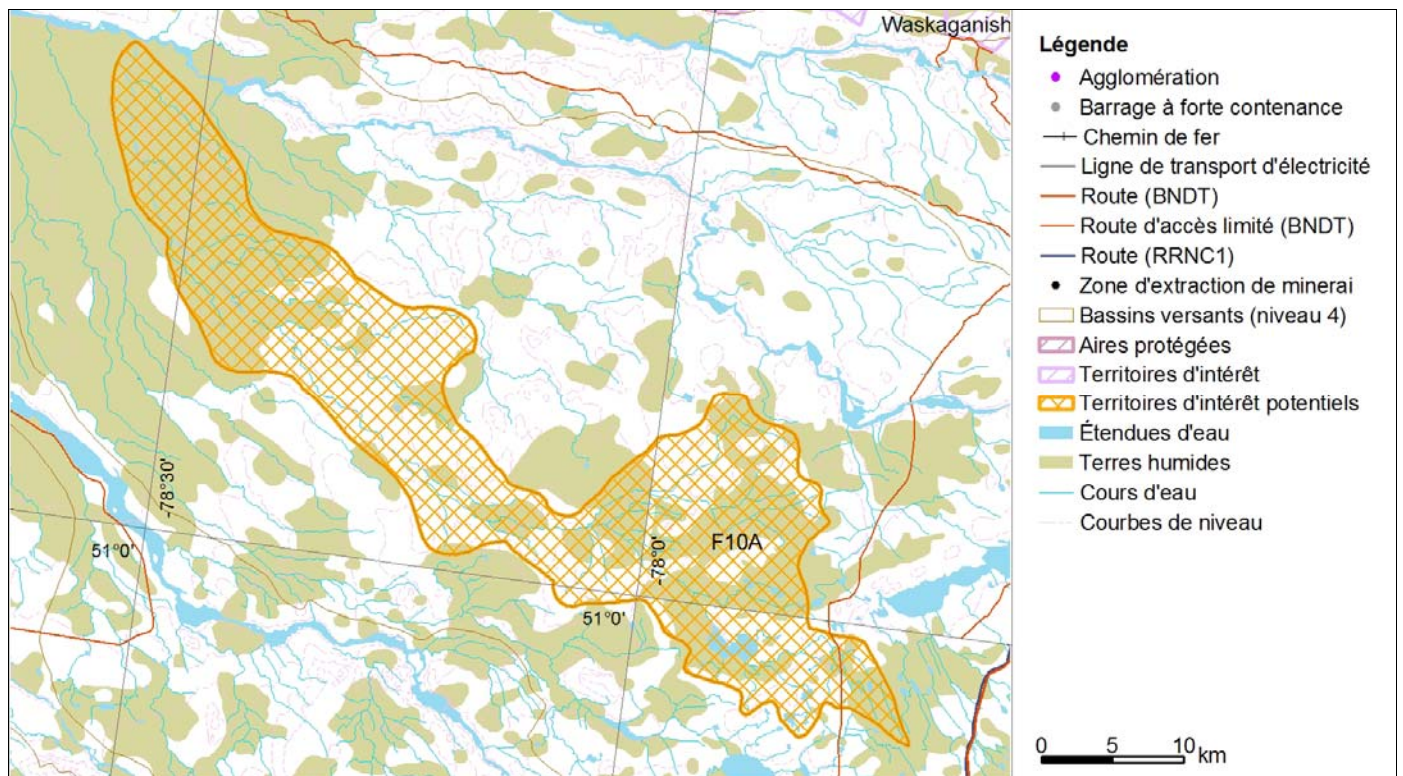
**Annexe 13** Territoire d'intérêt potentiel F08.



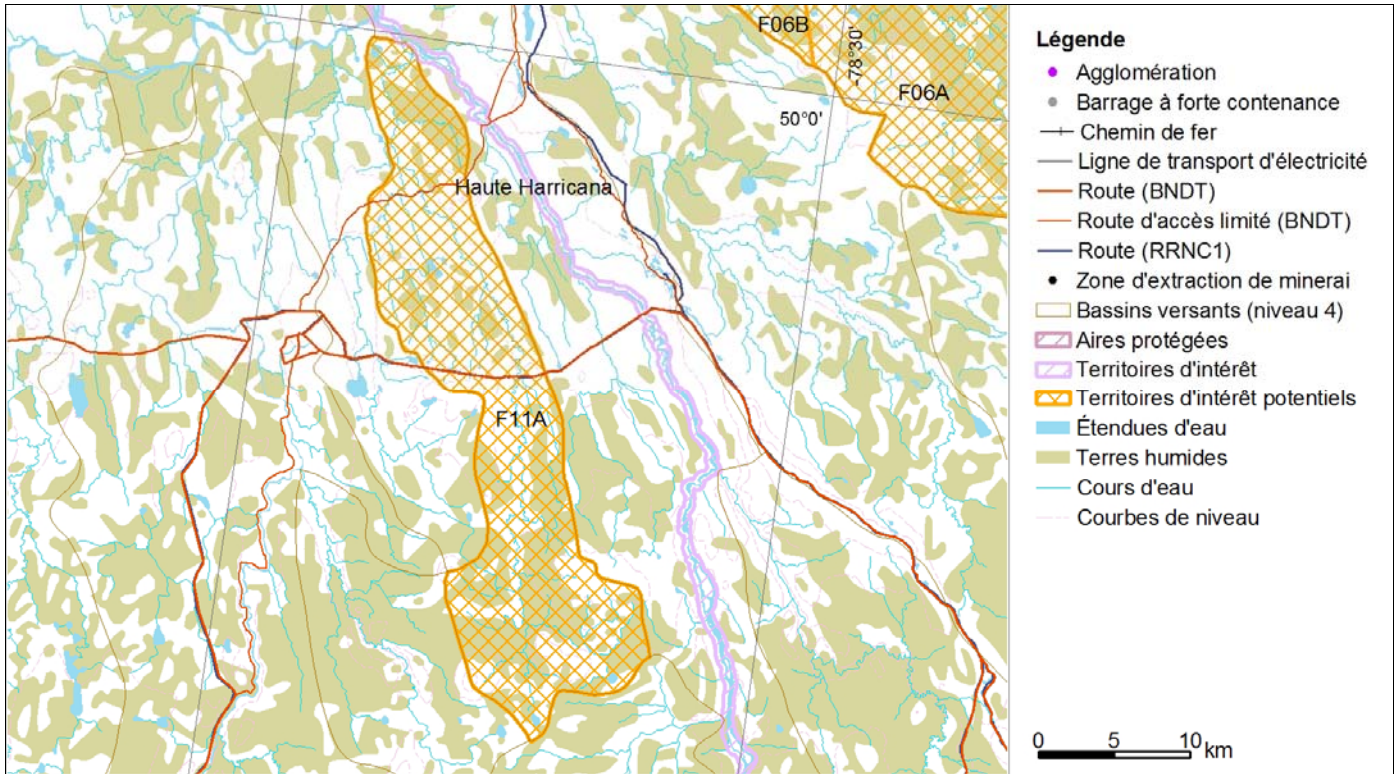
**Annexe 14** Territoire d'intérêt potentiel F09.



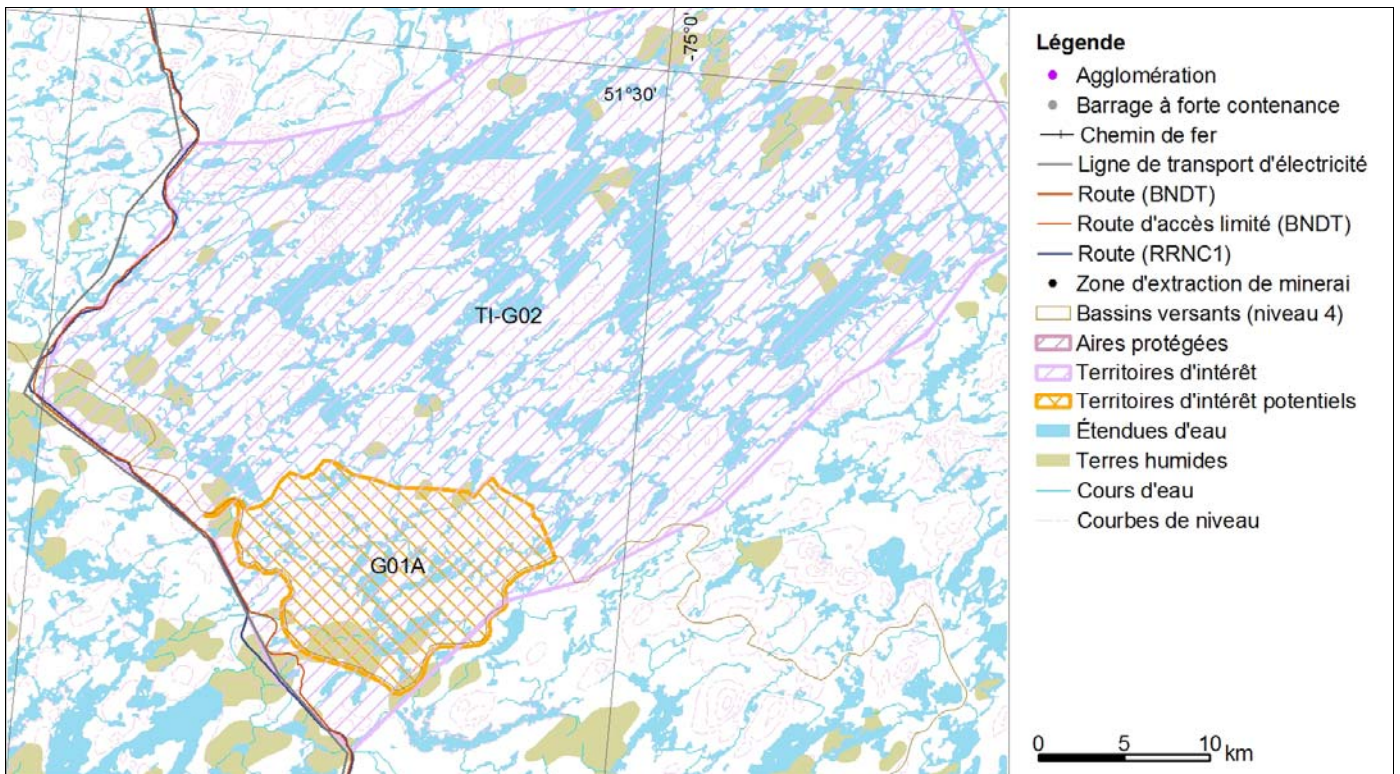
**Annexe 15** Territoire d'intérêt potentiel F10.



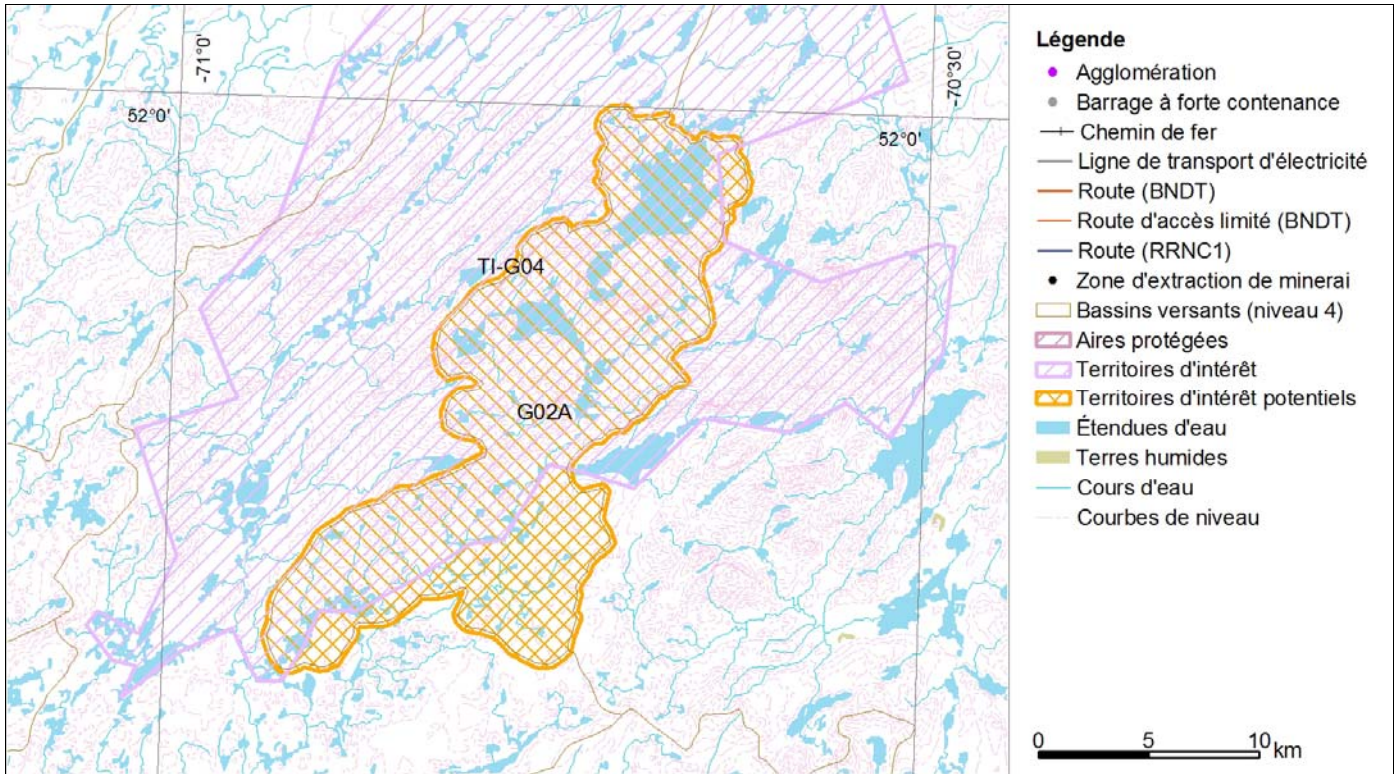
**Annexe 16** Territoire d'intérêt potentiel F11.



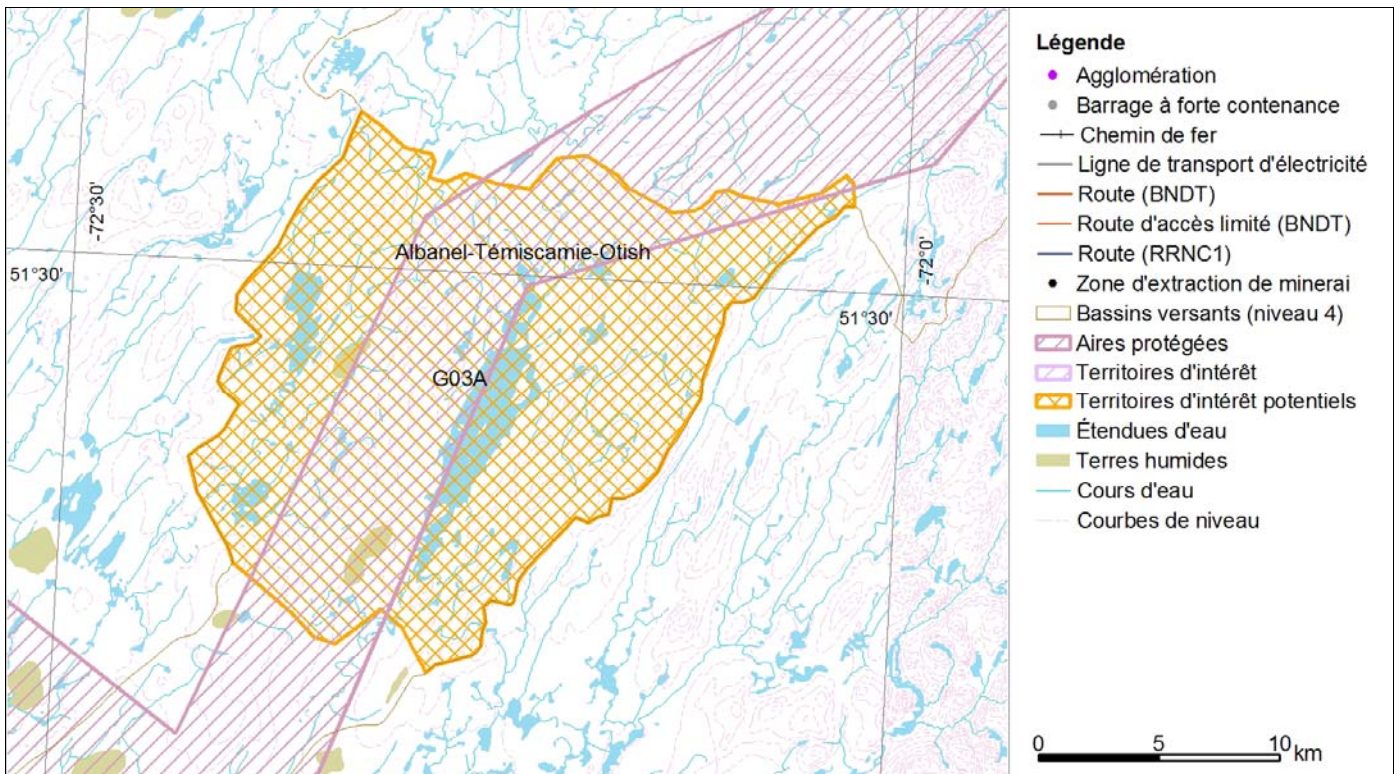
**Annexe 17** Territoire d'intérêt potentiel G01.



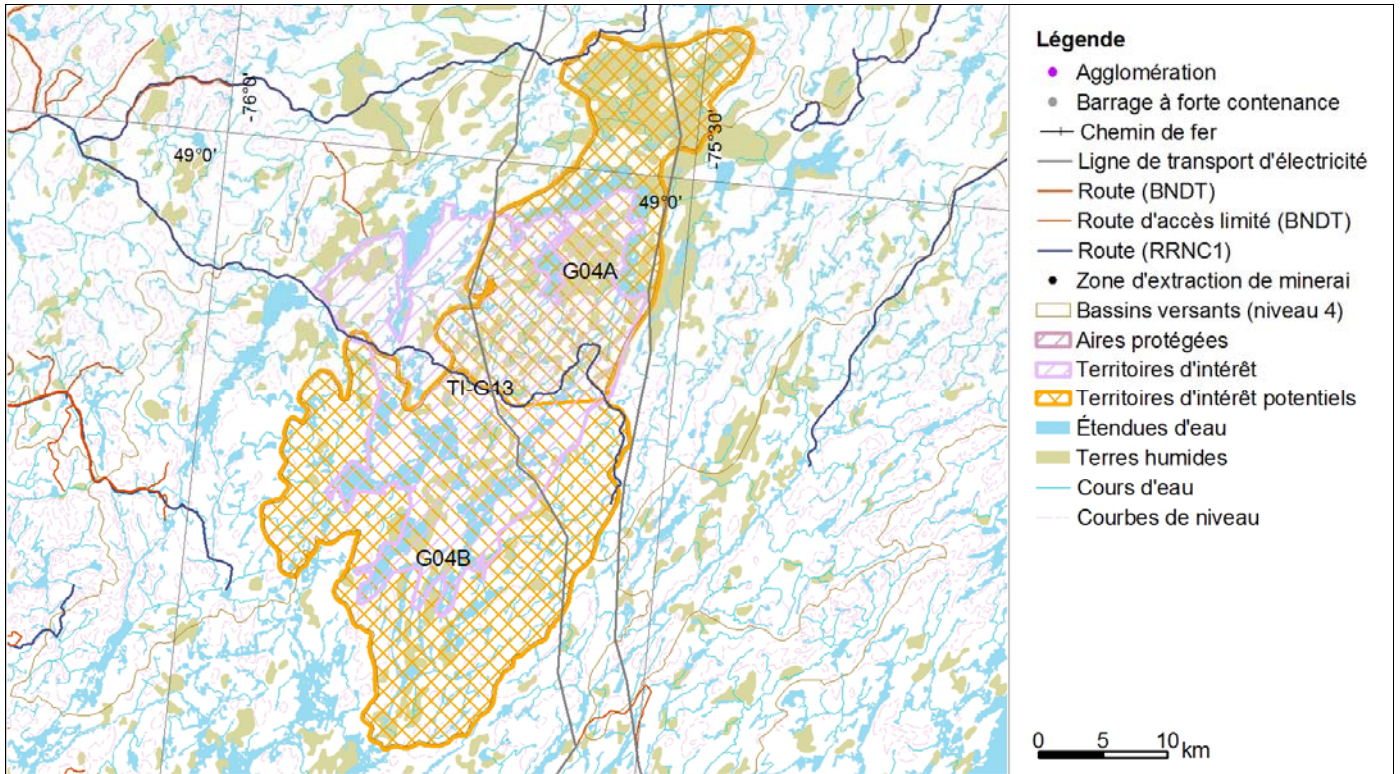
**Annexe 18** Territoire d'intérêt potentiel G02.



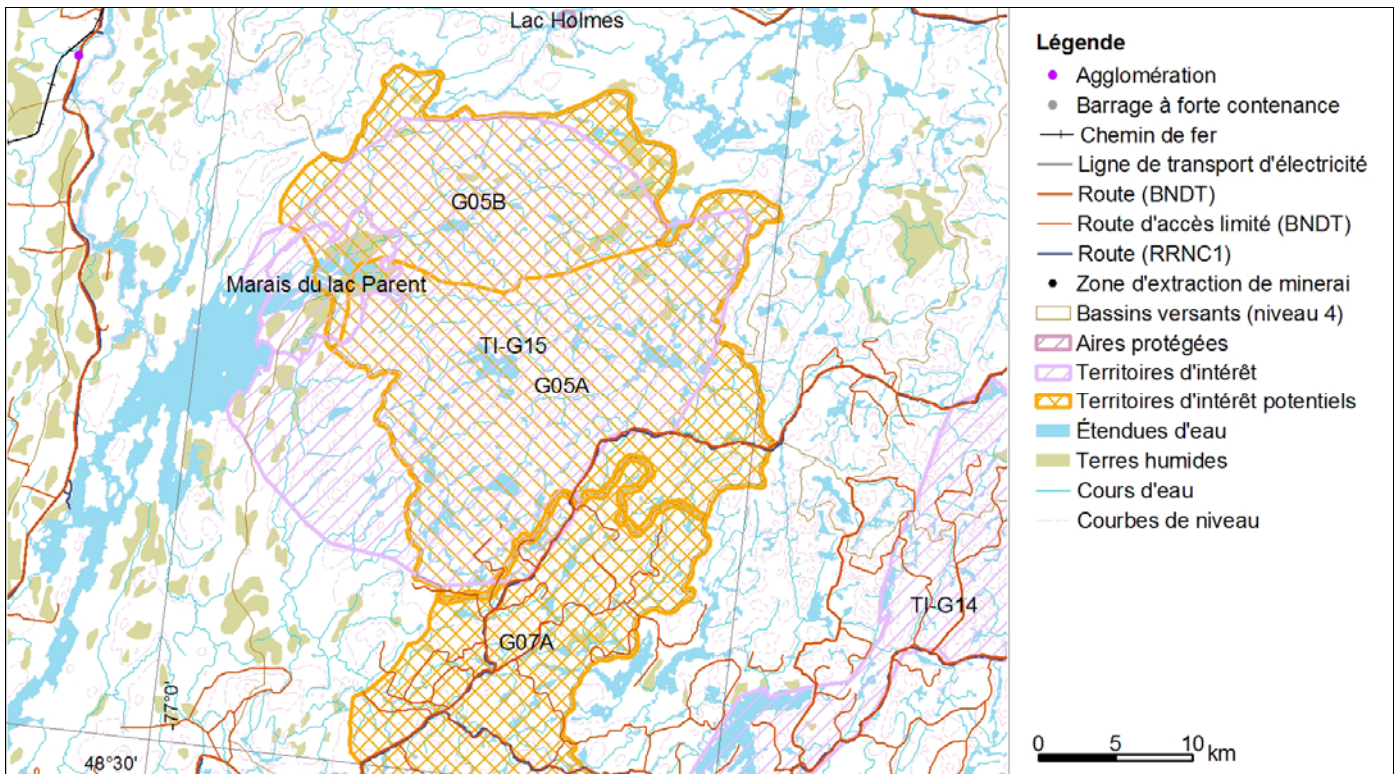
**Annexe 19** Territoire d'intérêt potentiel G03.



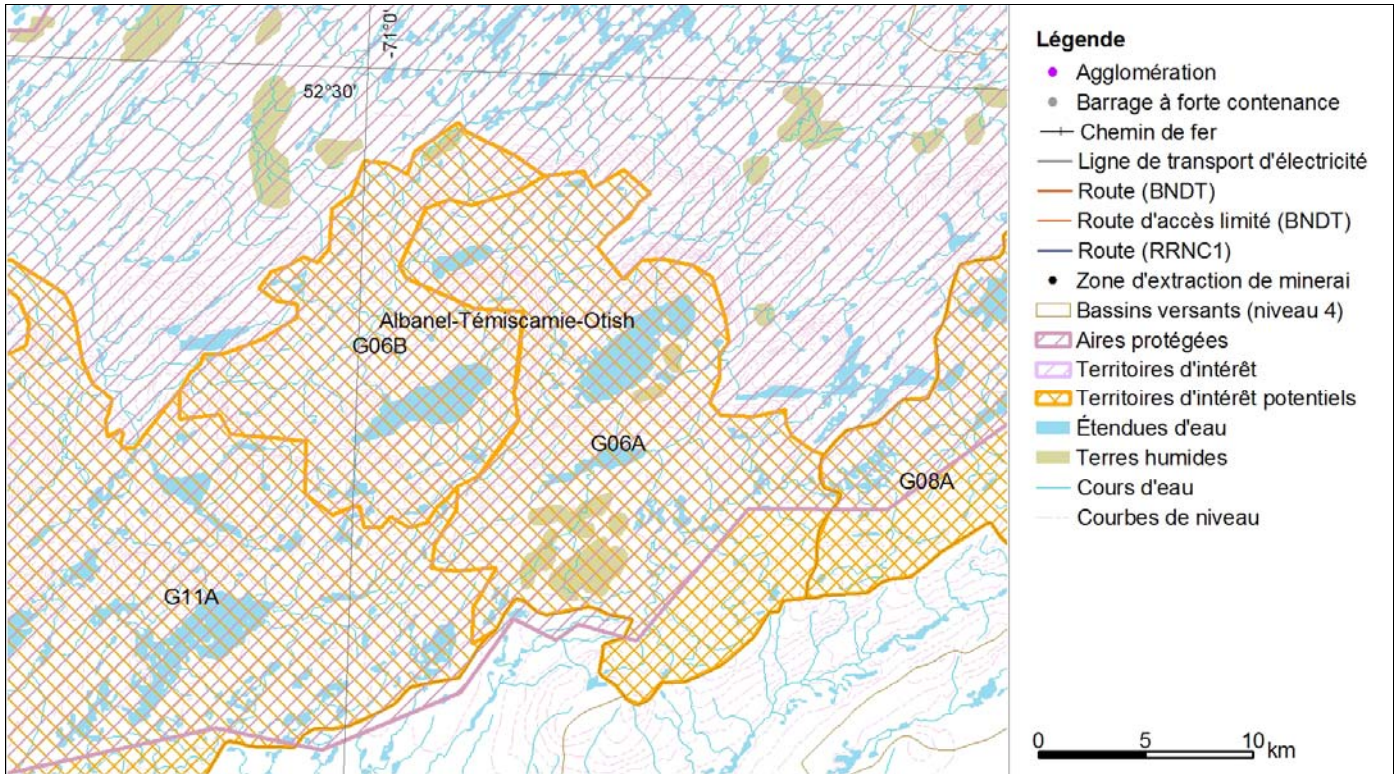
**Annexe 20** Territoire d'intérêt potentiel G04.



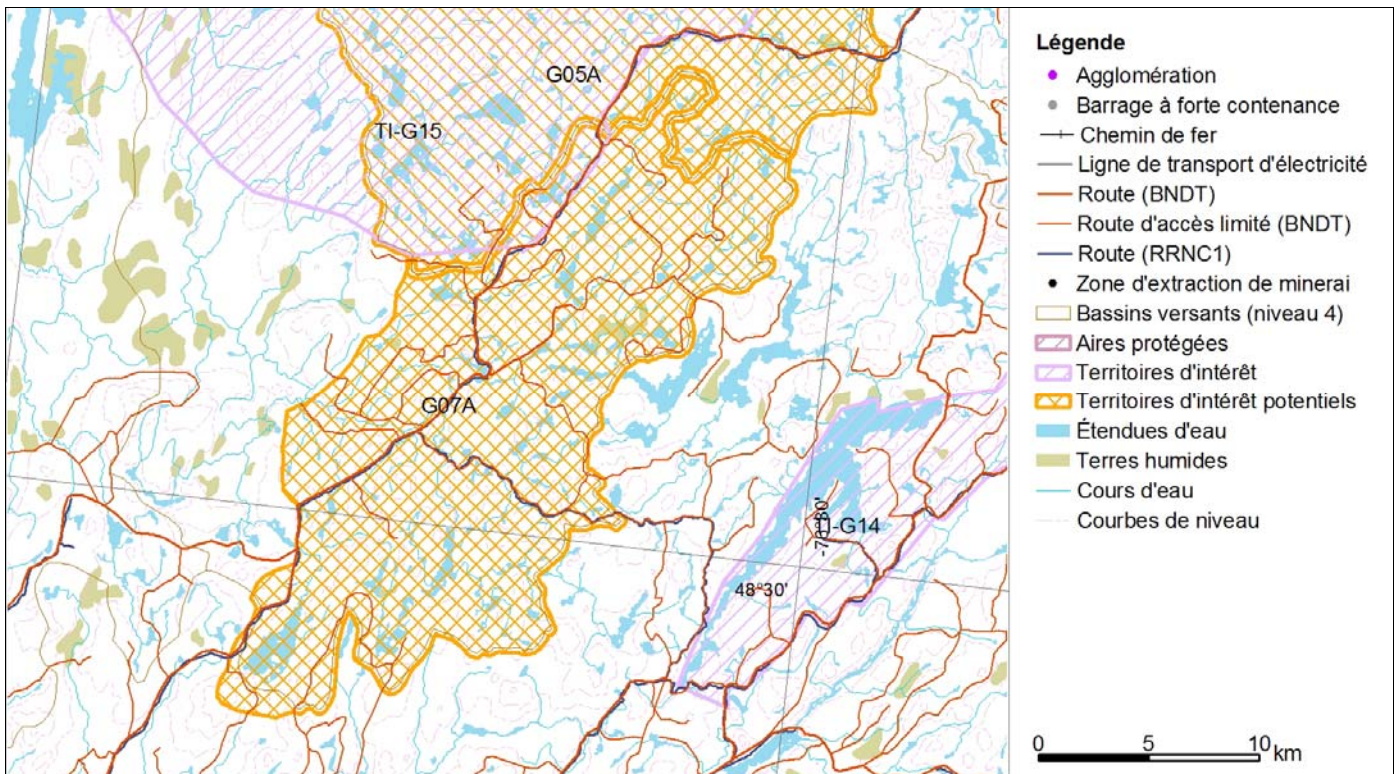
**Annexe 21** Territoire d'intérêt potentiel G05.



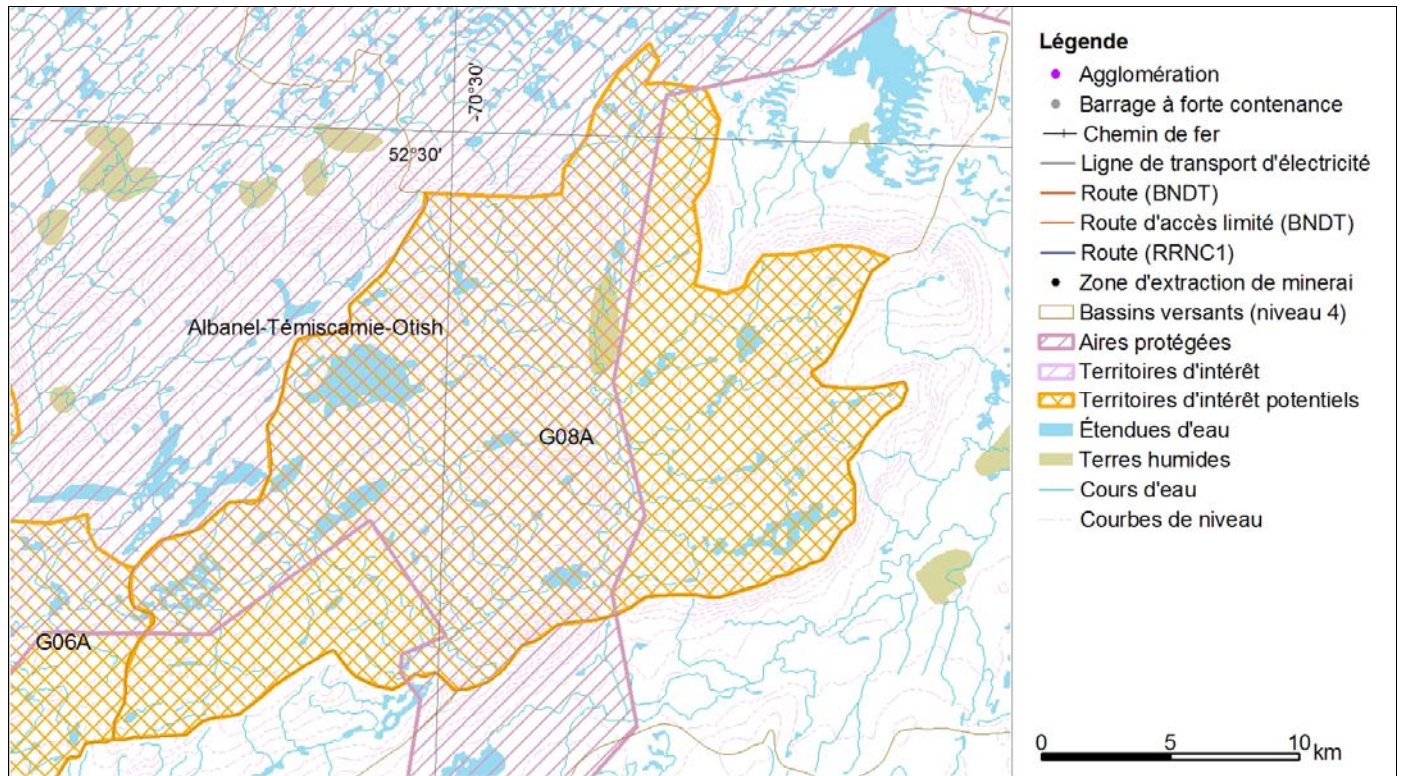
**Annexe 22** Territoire d'intérêt potentiel G06.



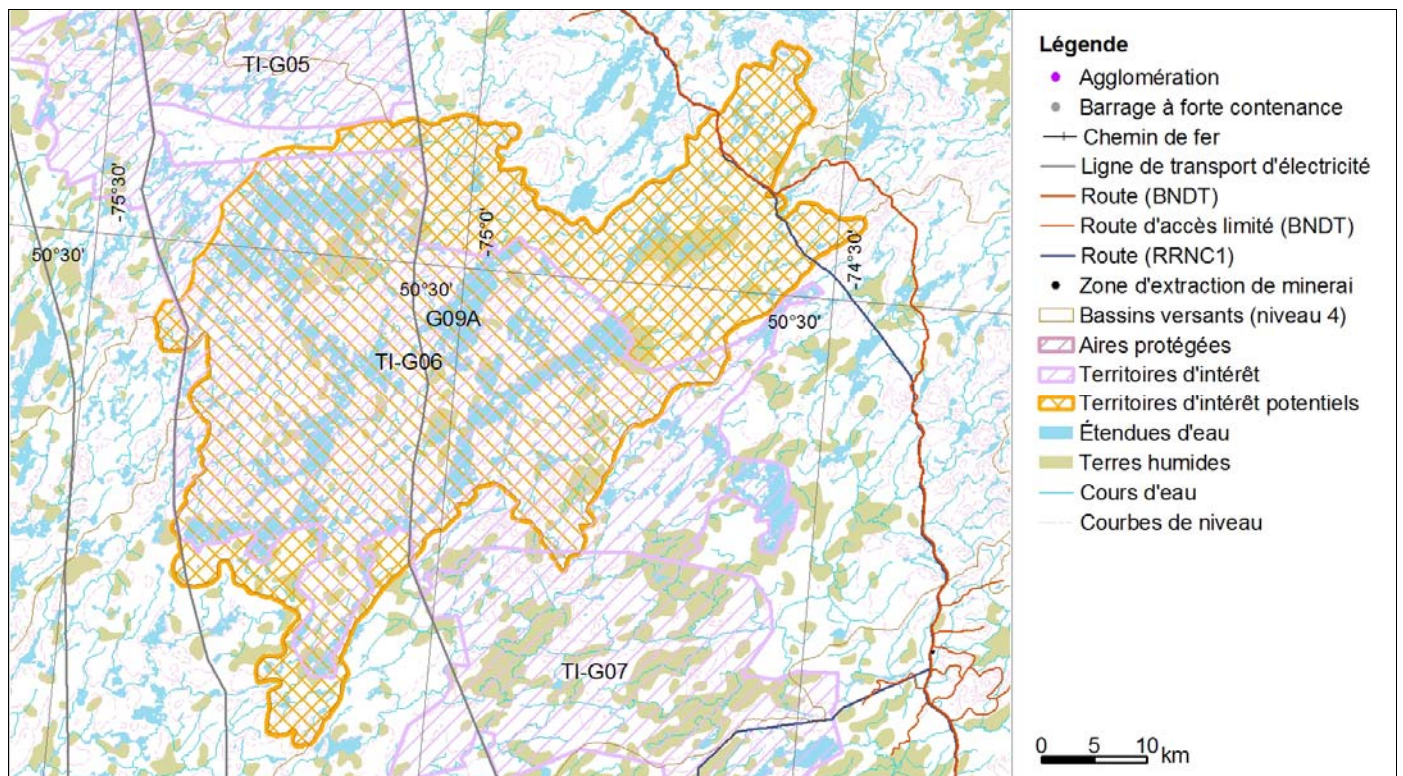
**Annexe 23** Territoire d'intérêt potentiel G07.



**Annexe 24** Territoire d'intérêt potentiel G08.

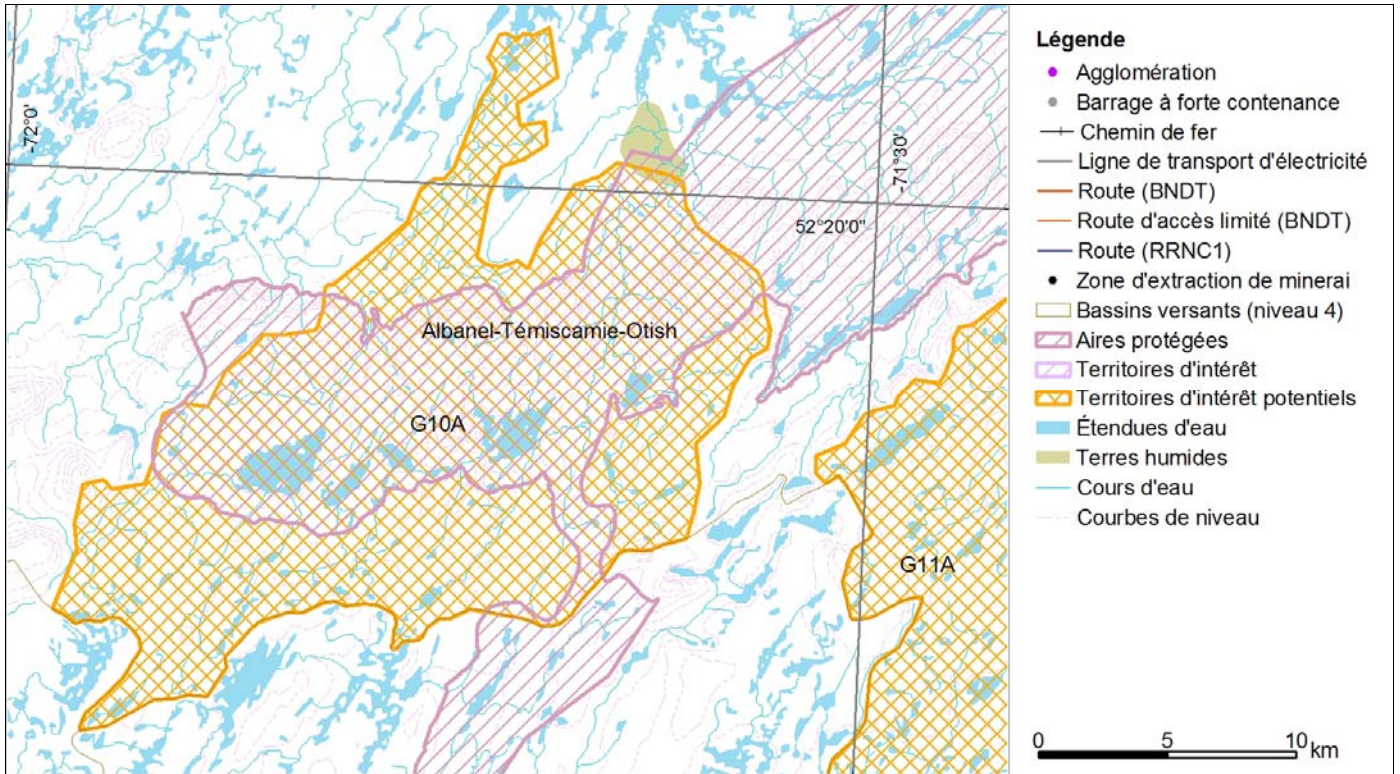


**Annexe 25** Territoire d'intérêt potentiel G09.

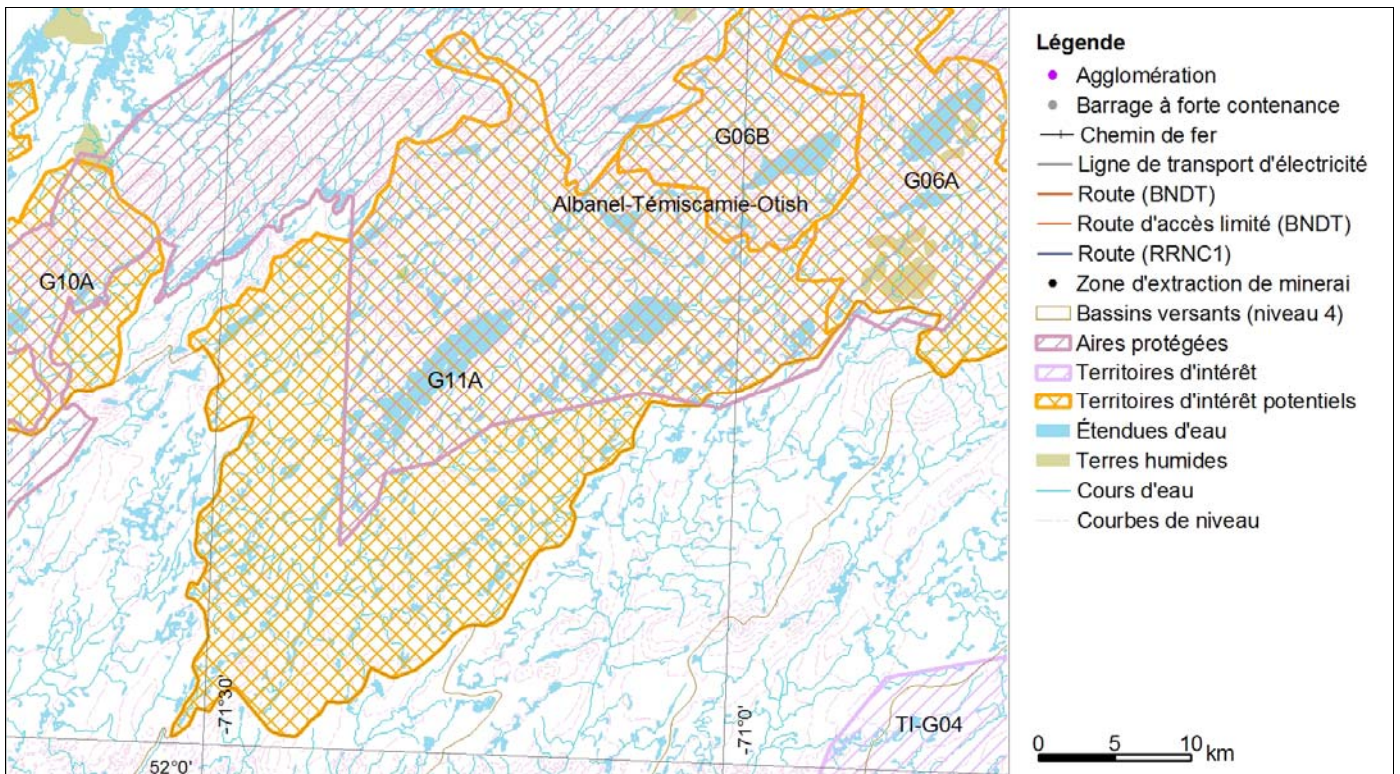




**Annexe 26** Territoire d'intérêt potentiel G10.



**Annexe 27** Territoire d'intérêt potentiel G11.







**Cette étude a été réalisée grâce au partenariat suivant :**

- Canards Illimités Canada
- Initiative boréale canadienne
- Université Laval

