UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

DÉVELOPPEMENT D'UNE APPROCHE DE PLANIFICATION SYSTÉMATIQUE DE LA CONSERVATION DES MILIEUX HUMIDES ET DE LA SAUVAGINE : ÉTUDE DE CAS EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

EXTENSIONNÉE DE

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR

SARAH-CLAUDE LACHANCE

NOVEMBRE 2017

AVANT-PROPOS

Je tiens d'abord et avant tout à remercier mes directeurs, Louis Imbeau et Marcel Darveau, sans qui cette aventure n'aurait jamais eu lieu. Merci d'avoir cru en moi dès le départ, malgré les incertitudes initiales et de m'avoir toujours guidée sur la bonne voie pour assurer la réussite de ce projet. Vos précieux conseils, votre encadrement, votre patience, votre écoute et votre compréhension m'ont réellement permis de m'épanouir comme jeune biologiste. J'ai toujours ressenti une facilité incroyable à vous partager les petites victoires quotidiennes, mais aussi les obstacles se dressant sur notre route. Ensemble, vous m'avez offert des opportunités d'apprentissage hors du commun, au Québec comme à l'étranger, et je me considère extrêmement choyée d'avoir eu votre confiance pour y participer. Vous avez été plus que de simples directeurs, vous m'avez communiqué vos passions et m'avez fait connaître la beauté de vos coins de pays respectifs. Encore une fois, merci pour votre approche humaine, votre transparence et pour l'amitié qui s'est développée en cours de route.

Je souhaite également remercier Sylvain Ménard et Louis-Vincent Lemelin, qui grâce à leurs travaux de recherche respectifs nous ont permis de bâtir ce projet et d'approfondir nos connaissances sur la conservation des milieux humides et de la sauvagine. Je tiens à remercier Jérôme Cimon-Morin et Nicole Barker, qui ont su prendre de leur temps pour m'aider à déchiffrer les mystères de la modélisation et leurs appuis au début du projet. À Heather Coleman qui a été mon phare pour apprivoiser le logiciel *Marxan*. Sans oublier Mélanie Desrochers, Lindsay McBlane et Pierre Racine qui ont fait de même pour le volet géomatique de la cartographie. J'aimerais également souligner la collaboration de Daniel Bordage et Christine Lepage qui se sont impliqués dès le départ, que ce soit en fournissant des données d'inventaire ou en apportant leurs commentaires constructifs sur les idées à développer. Pareillement, j'aimerais mentionner l'ouverture de Marc-André Bouchard, d'Annie Belleau et de Pierre Doucet, dans leurs ministères respectifs, qui m'ont partagé une partie de leur travail et de leur vision respective afin d'harmoniser nos démarches de recherche au sein de l'Abitibi-

Témiscamingue. J'aimerais remercier Osvaldo Valeria, Brian Harvey, Danièle Laporte et Marie-Hélène Longpré qui par leur personnalité et leur expertise respective ont rendu mon séjour à l'UQAT plus qu'enrichissant et agréable, merci pour votre dévouement! Enfin, je tiens à remercier le Centre d'étude de la Forêt (CEF) pour les formations et le support tout au long du projet.

J'aimerais remercier les membres de ma famille qui ont toujours été mes plus grands supporteurs (oui, j'ai enfin terminé de « compter des canards »); à ma nouvelle famille internationale reconstituée de l'Abitibi qui m'a accueilli à grands bras ouverts et sans qui l'hiver aurait été long à Rouyn-Noranda !

Finalement, ce projet d'étude n'aurait jamais vu le jour sans un partenariat entre l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Canards Illimités Canada (CIC), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et le Fond de recherche du Québec - Nature et Technologies (FRQNT). Un énorme merci pour votre contribution! Enfin, l'assise de ce projet provient en grande partie des données la cartographie écoforestière du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et des données d'inventaire aérien de la sauvagine du Service canadien de la faune (SCF) et du Plan conjoint sur le Canard noir (PCCN). Merci à tous ceux qui, depuis les dernières décennies, font en sorte que ce produit existe.

L'étudiante est l'auteure principale du manuscrit au Chapitre 2 de ce mémoire, en collaboration avec les directeurs de recherche de ce projet.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS ii

LISTE DES FIGURES vi

LISTE DES TABLEAUX ix

RÉSUMÉ xi

CHAPITRE I
INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

1.1 Problématique 1

1.2 État des connaissances 5

1.2.1 Milieux humides 5

1.2.2 Sauvagine 9

1.2.3 Industrie minière – Titres miniers 12

1.3 But et objectifs 16

CHAPITRE II
PLANIFICATION SYSTÉMATIQUE DE LA CONSERVATION DES MILIEUX HUMIDES ET DE LA SAUVAGINE EN RÉGION BORÉALE MIXTE CONTRAINTE PAR L'ACTIVITÉ MINIÈRE 18

2.1 Résumé 19

2.2 Introduction 20

2.3 Méthodologie 22

2.3.1 Aire d'étude 22

2.3.2 Design de l'étude 23

2.3.3 Cartographie des milieux humides 23

2.3.4 Modélisation de l'abondance potentielle de sauvagine 25

2.3.5 Activité minière - Titres miniers 27

2.3.6 Outil *Marxan* : Scénarios avec cibles de protection 30

2.3.7 Identification des milieux humides d'intérêt pour la conservation 32

2.4 Résultats 34
2.4.1 Cartographie des milieux humides 34
2.4.2 Modélisation de l'abondance potentielle de sauvagine 37
2.4.3 Complémentarité des approches de conservation 39
2.4.4 Effets de l'activité minière sur les possibilités de conservation 50
2.5 Discussion 54
2.5.1 Complémentarité des approches de conservation 54
2.5.2 Effets de l'activité minières sur les possibilités de conservation 57

CHAPITRE III
CONCLUSION GÉNÉRALE 60

ANNEXE A
MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES DU QUÉBEC BORÉAL À PARTIR DE LA CARTE ÉCOFORESTIÈRE DU 4E INVENTAIRE DÉCENNAL 63

ANNEXE B
CARTES DE LA RÉPARTITION ET DE L'ABONDANCE POTENTIELLE DES HUIT ESPÈCES DE SAUVAGINE À L'ÉTUDE 93

ANNEXE C
CARTES DES RÉSEAUX DE CONSERVATION, SANS CONTRAINTE MINIÈRE 97

ANNEXE D
MÉTHODE DE MODÉLISATION POUR PRÉDIRE L'ABONDANCE DE SAUVAGINE À L'ÉCHELLE DU QUÉBEC FORESTIER……...100

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE……...114

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Abondance potentielle de huit espèces de sauvagine dans le Québec forestier, adapté de Lemelin et al. (2008)……	12
1.2	Schématisation du but, des objectifs, des hypothèses et des prédictions du projet ……..	17
2.1	Distribution des droits miniers en Abitibi-Témiscamingue (juin 2016) selon a) le type de titres miniers et b) le statut d'activité……	29
2.2	Cartographie des milieux humides et d'eau profonde de l'Abitibi-Témiscamingue……	36
2.3	Cartographie de l'abondance potentielle et de la distribution des huit espèces de sauvagine en Abitibi-Témiscamingue (modèle WTFL, pour toutes les espèces de sauvagine)……..	38
2.4	Superficie des réseaux de conservation (approches MH, SAU, MH+SAU) pour les vingt et un scénarios de conservation (selon les cibles de protection)……..……...	40
2.5	Chevauchement des UP sélectionnées dans les vingt et un scénarios de conservation (selon les cibles de protection), en fonction du type d'approche de réseaux de conservation (approches MH, SAU, MH+SAU comparées entre elles)…….	41
2.6a	Cartographie de priorisation qui donne une mesure de l'irremplaçabilité des UP prioritaires dans les sept scénarios de conservation de a) l'approche MH, b) l'approche SAU et c) l'approche combinée MH+SAU. ……...	44
2.6b	Cartographie de la fréquence moyenne de sélection des UP (possibilité de 0 à 100) dans les sept scénarios de conservation de a) l'approche MH, b) l'approche SAU et c) l'approche combinée MH+SAU……...	45
2.7	Superficie moyenne des réseaux de conservation pour atteindre les sept cibles de protection selon une approche en parallèle (jointure des réseaux MH et SAU, N = 14) ou combinée (MH+SAU, N = 7)……..	48
2.8	Comparaison de la superficie moyenne des 48 réseaux combinés partiels (MH+*x*SAU, *x* = nombre d'espèces considérées); N = 8 scénarios par groupe et le scénario témoin de l'approche combinée MH+SAU à 8 espèces……..	49

2.9	Superficie des réseaux de conservation de l'approche combinée sans contrainte minière (MH+SAU), des réseaux excluant les UP avec titres miniers d'exploitation (baux minier) et des réseaux excluant les UP avec titres miniers d'exploration (claims) pour chaque cible de protection. Les ▉ correspondent à la non-faisabilité des scénarios (cibles non remplies)……...…….	52
2.10	Différence de la superficie moyenne (toutes les cibles de protection) entre les réseaux de conservation sans contrainte minière et les réseaux excluant a) les titres miniers d'exploitation (approches MH, SAU et MH+SAU); b) les titres miniers d'exploration à une proportion croissante (approche MH+SAU)……..	53
A.A1	Couches polygonale et linéaire du feuillet 32D06-101……	73
A.A2	Classification du système aquatique……	76
A.A3	Classification des zones littorales…….	77
A.A4	Classification des dénudés humides…….	79
A.A5	Classification des marécages……	81
A.A6	Classification des tourbières…….	82
A.A7	Classification des rivages…….	84
A.A8	Classification finale des milieux humides du feuillet 32D06-101……....	85
A.B9	Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 de a) Bernache du Canada et b) de Canard colvert pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue…….	93
A.B10	Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 de c) Canard noir et d) de Fulligule à collier pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue…….	94
A.B11	Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 e) de Garrot à l'œil d'or et f) de Grand Harle pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue…….	95
A.B12	Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 g) d'Harle couronné et h) de Sarcelle d'hiver pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue…….	96
A.C13	Sélection des UP dans l'approche individuelle MH pour chaque cible de protection…….	97

A.C14 Sélection des UP dans l'approche individuelle SAU pour chaque cible de protection …..…….. 98

A.C15 Sélection des UP dans l'approche combinée MH+SAU pour chaque cible de protection…… 99

A.D16 Study area (517,000 km²) and location of the 142 25-km² survey plots of the Black Duck Joint Venture–Canadian Wildlife Service aerial survey in Québec used in the analysis…….. 101

A.D17 Elevation and natural provinces of the study area in Québec, Canada. Natural provinces are: Appalachians (A), Southern Laurentians (C), Central Laurentians (D), Lower North Shore Plateau (E), Abitibi and James Bay Lowlands (F), and Mistassini Highlands (G)……. 102

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Caractérisation succincte des cinq classes de milieux humides selon l'hydrologie, le sol et la végétation (Breton et al., 2005, Fustec et Lefeuvre, 2000, Rochefort et al., 2012, Warner et Rubec, 1997)……	8
2.1	Système de classification des milieux humides……...	24
2.2	Système de classification des milieux humides comme habitats de nidification pour la sauvagine……..	26
2.3	Synthèse de l'utilisation de l'habitat par les espèces de sauvagine à l'étude, selon des données du PCCN de 1990-2005, adapté Lemelin et al. (2010)……..	27
2.4	Superficie des milieux humides selon les données de la carte écoforestière du 4e décennal pour la région de l'Abitibi-Témiscaingue……..	35
2.5	Abondance potentielle de 8 espèces de sauvagine (équivalents couples-nicheurs) pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue…….....	37
2.6	Comparaison de la superficie et de la quantité de milieux humides (km^2) et de sauvagine (ECN) protégés de chaque réseau de conservation, par rapport aux cibles de protection fixées……	47
A.A1	Classification des milieux humides mise à jour pour le 4e inventaire écoforestier du Québec méridional……..	71
A.A2	Sommaire des attributs de la 4e carte écoforestière nécessaires pour la classification des milieux humides……..	86
A.A3	Code et description des types écologiques utilisés dans la classification des milieux humides……	89
A.D4	Suite of *a priori* models used to examine the relationship between waterfowl survey data and habitat in the Eastern Boreal Forest of Québec, Canada. Models 1–6 include latitude, longitude, and elevation whereas 7–12 include natural provinces……..	105

A.D5 Mean absolute error (IBP/25-km² plot and %) and R^2 of overall averaged models of waterfowl species and total waterfowl abundance in the Eastern Boreal Forest of Québec, Canada, 1990–2005……. 108

A.D6 Akaike's information criterion (AICc) statistics of 13 candidate models for the 8 most abundant waterfowl species and total waterfowl used to predict distribution and abundance in the Eastern Boreal Forest of Québec, Canada, 1990–2005. K = no. parameters, Δi = AIC of the current model (i) – AIC of the best model, w = relative likelihood of the current model (i) and cumulative likelihood (cum) based on AICc value…… 109

RÉSUMÉ

Une croyance populaire présume que les ressources monétaires investies en protection de l'environnement pénalisent globalement le bien-être d'une société en la privant des bénéfices économiques retirés par l'extraction de ressources. Pourtant la dégradation des écosystèmes négligent les gains communs à long terme procurés par les services écologiques. Il est impératif d'assurer la protection du capital naturel d'un territoire afin d'en conserver les bénéfices à long terme. Par exemple, la conservation des milieux humides permet d'assurer la pérennité de plusieurs espèces de sauvagine chassées. Nous avons développé une approche de planification systématique de la conservation (*systematic conservation planning*) pour les milieux humides (MH) et la sauvagine (SAU), adaptée à une échelle régionale, dans un contexte où la principale contrainte à la conservation est liée à l'activité minière. Les objectifs étaient d'évaluer 1) la complémentarité de différentes approches de réseaux de conservation de la diversité de milieux humides et de sauvagine; 2) les conséquences du développement de l'activité minière dans l'atteinte de cibles de protection pour les milieux humides et la sauvagine.

Nous avons réalisé une cartographie de dix-huit types de milieux humides et modélisé l'abondance potentielle de huit espèces de sauvagine, à une échelle fine de 4 km^2 dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue, un territoire boréal de 65 000 km^2 au Québec, Canada. En utilisant l'outil *Marxan* permettant la prise en compte d'objectifs multiples de conservation, nous avons comparé trois types d'approches de construction de réseaux de conservation (MH, SAU, MH+SAU). Les cibles de protection variaient entre 10% à 70% de représentativité de la superficie de milieux humides et d'abondance de sauvagine, tout en calibrant la pression minière (présente sur 42% du territoire d'étude). Nos résultats suggèrent que les réseaux de conservation individuels visant uniquement la protection du capital naturel (MH) ou des bénéfices (SAU) ne protègent pas une aussi grande quantité de milieux humides et de sauvagine qu'une approche combinée (MH+SAU). De plus, l'approche combinée nécessite en moyenne une superficie de territoire moindre de 32% pour atteindre les mêmes cibles de protection, par rapport à la planification de deux réseaux individuels construits en parallèle. L'approche combinée permettait d'encaisser le tiers de l'activité minière potentielle sans avoir d'impact dans l'atteinte de toutes les cibles de conservation. Toutefois, malgré l'ajout de la contrainte minière à niveau de pression maximal, il était toujours possible de protéger jusqu'à 20% des milieux humides et de la sauvagine de l'aire d'étude.

Mots clés : planification systématique de la conservation, milieux humides, sauvagine, titres miniers, Marxan, boréal

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 PROBLÉMATIQUE

La conservation de l'environnement a marqué les dernières décennies en étant un sujet d'actualité autant dans le domaine scientifique que sur la place publique. Les débats au sujet de l'environnement et de l'économie génèrent plusieurs tensions sociopolitiques au sein d'une société. Une pensée populaire est que les ressources monétaires investies en protection de l'environnement pour maintenir le capital naturel pénalisent globalement le bien-être social découlant des bénéfices retirés par l'extraction de ressources ou du développement urbain. Pourtant, la qualité des écosystèmes et de leurs fonctions est nécessairement reliée à l'épanouissement sociétal via les services écologiques rendus par les écosystèmes. La conversion ou la dégradation continuelle des habitats naturels hypothèquent le bien-être humain pour des gains privés à court terme (Balmford et al., 2002). C'est pourquoi il faut plutôt voir la conservation comme une démarche formant un tout avec (i) la politique, par la législation des enjeux en protection et en gestion; (ii) l'économie, par un investissement monétaire à long terme dans les ressources naturelles et (iii) le social, par un lien avec les principaux bénéficiaires de ces ressources. Dans un contexte de pressions anthropiques croissantes et de changements climatiques, il a été démontré qu'une approche optimale en conservation fait appel autant à la protection des écosystèmes intacts qu'à la restauration de ceux endommagés par l'exploitation (Possingham et al., 2015). Ces deux approches de conservation sont complémentaires et présentent des atouts diversifiés selon la disponibilité et l'état des milieux ciblés par la conservation. Néanmoins, la conservation réalisée en amont de l'activité industrielle est

généralement moins coûteuse que la restauration de milieux naturels dégradés par l'activité humaine (par exemple, via l'activité minière) (Possingham et al., 2015). De plus, les efforts investis en restauration ne sont pas toujours concluants.

L'établissement d'un réseau d'aires protégées est un exemple d'approche de conservation législative et internationalement reconnue intégrant les volets environnementaux, économiques et sociaux d'une société. Cette approche permet de prendre en compte des facteurs globaux, régionaux et locaux dans l'identification des zones candidates. Selon la Loi sur la conservation du patrimoine naturel du Québec (LCPN, 2002, c.74, a.2), une aire protégée se définit comme : « un territoire, en milieu terrestre ou aquatique, géographiquement délimité, dont l'encadrement juridique et l'administration visent spécifiquement à assurer la protection et le maintien de la diversité biologique et des ressources naturelles et culturelles associées ». Pour qu'un réseau d'aires protégées soit optimal, il doit assurer non seulement la protection des éléments rares, uniques et exceptionnels, mais aussi celle des éléments représentatifs et communs qui définissent la biodiversité et le patrimoine naturel du territoire (Brassard et al., 2010, Gerardin et al., 2002, Noss, 1995). L'efficacité d'un réseau est alors étroitement liée à une vision à long terme face aux changements climatiques et aux perturbations humaines (Beatty et al., 2014a).

Le gouvernement du Québec a entrepris une réforme des orientations stratégiques en termes d'aires protégées sur son territoire suite au portait dressé entre 2002 et 2009. L'engagement du gouvernement était alors de protéger 12% du territoire québécois en 2015, promesse qui fut modifiée à 17% d'ici 2020. Afin d'atteindre cet objectif, le gouvernement doit compléter la représentativité de son réseau d'aires protégées par l'ajout d'éléments rares ou communs de la biodiversité qui sont sous-représentés dans le réseau actuel. Il doit également consolider la connectivité entre ces aires pour créer des noyaux de conservation et assurer la persistance d'espèces fauniques migratrices

ou à grands domaines vitaux. Néanmoins, le défi de taille est de savoir bien identifier les sites d'intérêt à protéger sur le territoire.

Par le passé, la sélection d'aires protégées s'est faite majoritairement par des démarches opportuniste (Noss, 1987, Pressey et al., 1993), pragmatique (Margules et al., 1988), réactive (Scott et al., 1993) et *ad hoc* (Pressey, 1994) où des sites étaient ajoutés au réseau sans avoir une vision globale du but visé par le réseau. Bien souvent, des critères d'esthétisme ou d'éléments extraordinaires du paysage justifiaient l'ajout de sites sans une démarche scientifique rigoureuse. Depuis, plusieurs méthodes ont été développées pour ajouter de l'objectivité dans le processus. Parmi celles-ci, la planification systématique de la conservation (PSC; en anglais *systematic conservation planning, SCP*) est une approche en plusieurs étapes qui permet d'identifier et de concevoir des réseaux d'aires de conservation afin d'atteindre des cibles de protection, au coût le plus faible possible (Groves, 2003, Pressey et al., 1993, Margules et Pressey, 2000). Par la PSC, il est possible d'assurer l'intégrité des écosystèmes à l'échelle du paysage, tout en incluant des enjeux sociaux, économiques et politiques dans une démarche décisionnelle qui est transparente, équitable, répétable et efficace. Le coût associé à la conservation est modulable et peut être fixé en termes de superficie (afin d'identifier le nombre de sites minimum dans l'atteinte des cibles de protection) ou de valeur monétaire (coût d'acquisition d'un terrain, perte de ressources pour un secteur industriel, gain en services écologiques, etc).

La PSC comprend huit grandes étapes, selon la synthèse de différentes références reconnues (Margules et al., 1988, Margules et Pressey, 2000, Mace et al., 2006, Smith et al., 2006, Tear et al., 2005, Ardron et al., 2010) :

1) Identifier et impliquer les intervenants au sein du territoire à l'étude;
2) Identifier le but du réseau, ainsi que les objectifs recherchés par chaque utilisateur du territoire;

3) Compiler les données existantes de biodiversité sur le territoire et en acquérir de nouvelles, au besoin;
4) Définir les cibles de conservation à atteindre au sein du réseau;
5) Réviser la contribution des aires protégées existantes et identifier les manques à combler;
6) Identifier de nouveaux sites d'intérêt à la protection (via des algorithmes de sélection);
7) Implanter des actions de conservation (gestion, gouvernance, etc);
8) Maintenir un suivi à long terme et réviser l'efficacité du réseau de conservation, en ajoutant des aires au besoin.

Une analyse de représentativité réalisée à l'échelle du réseau québécois d'aires protégées a montré une carence de certains types d'écosystèmes dans toutes les provinces naturelles (Brassard et al., 2010). En effet, les milieux humides sont souvent sous-représentés dans les législations du gouvernement québécois (Brassard et al., 2010). Dans le Registre des aires protégées du Québec tenu par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (MDDELCC), la superficie de territoire associée aux désignations visant exclusivement les milieux humides ou encore les habitats fauniques réservés à la sauvagine migratrice est très faible. Mis à part la protection générique indirecte liée au réseau de grandes aires protégées établi selon des critères de milieux terrestres, il n'y a pas à ce jour de protection ciblée pour les milieux humides (tels que les marais, les tourbières, les marécages) ni pour les bassins versants (Lemelin et Darveau 2005). Il existe bien une désignation pour les habitats fauniques à forte concentration d'oiseaux aquatiques, qui vise à protéger des sites d'alimentation, mais selon la définition juridique, les sites de reproduction ou de nidification essentiels à la pérennité des populations de sauvagine ne sont pas considérés.

Nous supposons qu'à l'heure actuelle, il n'existe pas de réseau de conservation représentant adéquatement la diversité des milieux humides au Québec, biaisant ainsi la représentativité de ces écosystèmes. Dans le présent projet, nous désirons appliquer le cadre méthodologique de la planification systématique de la conservation pour favoriser la protection des milieux humides et de la sauvagine, dans le but éventuel de les inclure dans le vaste réseau d'aires protégées du Québec. L'approche développée sera adaptée à une échelle régionale, dans un contexte où la principale contrainte à la désignation de nouvelles aires candidates pour la conservation est liée à l'activité minière (titres miniers).

1.2 État des connaissances

1.2.1 Milieux humides

La forêt boréale du Canada s'étend sur 5,52 millions de km^2 (Brandt et al., 2013). Elle abrite la plus grande étendue de terres humides et de cours d'eau sur Terre, le tout estimé à 1,19 million de km^2 (Wells et al., 2010). L'Est du Canada est souvent reconnu comme l'un des territoires les plus riches et diversifiés en hydrosystèmes d'eau douce. Au Québec, les milieux humides couvrent une superficie totale de de 189 593 km^2, soit 12,5 % de la surface de la province (Pellerin et Poulin, 2013). De ce nombre, 15 313 km^2 font partie d'une aire protégée, soit seulement 8 % des milieux humides de la province, tous types confondus (Pellerin et Poulin, 2013). L'Abitibi-Témiscamingue est la troisième région administrative avec la plus grande abondance estimée de milieux humides (15 459 km^2), devancée par le Nord-du-Québec (110 104 km^2) et la Côte-Nord (37 554 km^2) (Pellerin et Poulin, 2013). C'est pourtant l'Abitibi-Témiscamingue qui a la plus grande proportion de territoire recouverte en terres humides (24,1%), comparativement au Nord-du-Québec (12,9%) et la Côte-Nord (10%) (Pellerin et Poulin, 2013).

Il est difficile de définir précisément un milieu humide, entre autres parce que leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques varient selon leurs localisations géographiques et leurs dimensions (Fustec et Lefeuvre, 2000). Les frontières de ces écosystèmes sont rarement nettes et précises. De plus, dans les classifications (canadienne, américaine, québécoise) ou la convention de Ramsar, le vocabulaire employé et les classifications de milieux humides ne sont pas similaires (Ménard et al., 2006). Néanmoins, trois principaux facteurs sont habituellement inclus dans les définitions, soient l'hydrologie, le sol hydrique et la végétation hydrophyte (Banner et MacKenzie, 2000). Une définition particulièrement complète et à jour pour le Québec, provient d'une revue exhaustive réalisée par Pellerin et Poulin (2013) :

> « Les milieux humides se caractérisent par la présence, permanente ou temporaire, en surface ou à faible profondeur dans le sol, d'eau stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée. Ils peuvent être d'origine naturelle (perturbé ou non) ou artificielle. Souvent en position de transition entre les milieux terrestres et aquatiques proprement dits, ils se distinguent par une faible épaisseur de la colonne d'eau, par la présence de sols hydromorphes ou non évolués, tels que des gleysols ou des sols organiques, et d'une végétation dominante composée de plantes hygrophiles ou capables de tolérer des inondations périodiques. En l'absence de végétation, un site peut être défini comme milieu humide lorsqu'il présente un substrat saturé au moins une partie de la saison de croissance et qu'il est situé, ou était situé, à l'intérieur ou à proximité d'un milieu aquatique, ou d'un milieu humide présentant une végétation hygrophile. »

Les milieux humides sont des écosystèmes dynamiques et des zones de transition entre les milieux terrestres et aquatiques. Ils sont donc sujets aux perturbations naturelles tant d'origine terrestre qu'aquatique. À grande échelle, les sécheresses, les feux de forêt, le

climat, en plus des contraintes reliées à la topographie du milieu, font partie des agents perturbateurs de ces milieux. Les fluctuations du niveau de l'eau (vagues, précipitations, fonte de glace, etc) et la présence de castors agissent plutôt à petite échelle (Banner et MacKenzie, 2000, Lemelin et Darveau, 2005). Ces éléments régulateurs auront un effet direct sur la production de biomasse et sur le cycle de production/dégradation de matière organique. Les milieux humides remplissent des fonctions écologiques comme la purification de l'eau, la capture du carbone atmosphérique, la prévention des inondations, la diminution de l'érosion, la rétention des sédiments, la filtration de produits toxiques, la stabilisation de microclimats, etc (Adamus et Stockwell, 1983). Selon l'Inventaire canadien des terres humides, initié par Canards Illimités (CIC) et ses partenaires en 2002, il existe globalement cinq classes de milieux humides, définies par le système de classification des terres humides du Canada (*Tableau 1.1*).

Tableau 1.1 Caractérisation succincte des cinq classes de milieux humides selon l'hydrologie, le sol et la végétation (Breton et al., 2005, Fustec et Lefeuvre, 2000, Rochefort et al., 2012, Warner et Rubec, 1997).

Milieux humides	Caractéristique
Marais	Le niveau d'eau est très variable avec des inondations permanentes ou par intermittence.
	Le substrat est saturé d'eau, il y a accumulation de matière organique.
	La végétation est émergente (plantes aquatique et herbacées) avec une présence d'arbustes et d'arbres (recouvrement < 25%).
Marécage	L'eau est stagnante avec des inondations saisonnières ou périodiques.
	Le sol est minéral (gleysol) ou organique (tourbe autre que de sphaigne).
	La végétation est dominée par les arbustes et les arbres (>25%).
Eau peu profonde	Le niveau d'eau de surface est d'une profondeur < 2m.
	Le substrat est saturé d'eau avec des dépôts de sédiments. Inclut les cuvettes, les étangs et les zones littorales.
	La végétation est émergente, submergée ou flottante avec au plus 25% d'arbustes et d'arbres.
Tourbière minérotrophe (fen)	Les précipitations et les eaux d'écoulement (souterraines et de surface) sont les sources d'eau. Nappe phréatique au niveau de la surface du sol.
	Accumulation de matières organique (la production est supérieure à la décomposition). Le sol est mal drainé avec un pH > 4.
	La végétation est dominée par les plantes herbacées et les mousses. Présence facultative d'arbustes et d'arbres.
Tourbière ombrotrophe (bog)	Les précipitations sont l'unique source d'eau. Nappe phréatique au niveau de la surface du sol.
	Accumulation de matière organique (la production est supérieure à la décomposition). Le sol est mal drainé et est acide (pH < 4).
	La végétation est dominée par les mousses de sphaignes. Présence facultative d'arbustes et d'arbres.

Même si le biome de la forêt boréale canadienne est considéré comme l'un des grands écosystèmes toujours intacts et majoritairement à l'abri d'activités industrielles intensives (Wells et al., 2010), il n'est pas exempt des pressions anthropiques. La région boréale devient de plus en plus convoitée, notamment par les compagnies forestières et minières, puisqu'elle offre une quantité remarquable de ressources (Naugle, 2011). Dans le sud du Québec, des pertes passées en milieux humides, de l'ordre de 70% à 80%, ont été encourues au profit de l'agriculture, la sylviculture, le

développement hydro-électrique et l'urbanisation (Environnement Canada, 1986). Pour l'ensemble de la province, c'est plus de 1% des tourbières qui ont été inondées par la construction de barrages hydro-électriques et 0,6% asséchés par le drainage forestier (Poulin et al., 2004). Outre ces perturbations, les routes, l'agriculture, la culture de canneberges, l'exploitation de combustibles fossiles et l'industrie de la tourbe sont d'autres activités néfastes aux milieux humides lorsqu'elles sont mal gérées (Hagy et al., 2014, Lachance, 2005, Léveillé, 2007, Payette et Rochefort, 2001). Il faut également ajouter les effets des changements climatiques qui peuvent affecter de façon plus subtile la dynamique naturelle de ces écosystèmes par une variation du climat, des précipitations et de la fréquence des sécheresses (Hagy et al., 2014, Lalonde et al., 2012, Mitsch et Hernandez, 2013).

1.2.2 Sauvagine

Le suivi à long terme de la sauvagine comporte plusieurs défis pour assurer l'acquisition de données représentatives de l'état des populations puisque la répartition des habitats de migration, de reproduction, d'alimentation et de nidification s'étend sur toute l'Amérique du Nord (US Fish and Wildlife Services, 2014). C'est d'abord le Plan nord-américain de gestion de la sauvagine (PNAGS) en 1986 qui a donné le ton pour fournir un effort de conservation international pour les la sauvagine à l'échelle continentale. Jusqu'à ce jour, les inventaires aériens ont toujours été l'outil de prédilection pour estimer l'état des populations par un décompte d'individus. Malgré son coût contraignant, cette technique reste la plus efficace pour couvrir de longues distances rapidement et assurer une rigueur méthodologique. Au Québec, le survol aérien a été instauré en 1990 par le Plan conjoint sur le Canard noir (PCCN), qui en 2004 en a transféré la responsabilité au Service canadien de la faune (SCF) et au US Fish and Wildlife Service (USFWS); le SCF couvre en hélicoptère le cœur de l'aire de reproduction du Canard noir (*Anas rubripes*), c'est-à-dire la zone des forêts commerciales jusqu'au 51^{e} parallèle, tandis que le USFWS couvre extensivement la

taiga en avion (Lepage et Bordage, 2013). L'objectif principal de l'inventaire du PCCN-SCF est de fournir des indices statistiquement fiables des tendances des populations de Canard noir et des autres espèces de sauvagine (Bordage et al., 2003). Il vise aussi l'obtention d'estimations réalistes des densités relatives des espèces présentes dans la province grâce aux transects échantillonnés par voie aérienne (Bordage et al., 2003). Ces données permettent d'établir les quotas de chasse et de cartographier la répartition géographique de chaque espèce sur le territoire (Lemelin et al., 2007). Il existe également d'autres bases de données telles que l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, le Relevé des oiseaux nicheurs, en plus des données récoltées par des ornithologues amateurs (Étude des populations d'oiseaux du Québec et eBird). Ces données permettent de confirmer la présence ou d'indiquer le statut de nidification des espèces de sauvagine selon un lieu géographique. Plus de 75% des espèces de sauvagine de l'Amérique du Nord dépendent de la forêt boréale canadienne durant leur cycle de vie, par exemple pour la reproduction ou la migration (Morrison, 2003).

Au Québec, le SCF recense cinquante espèces de sauvagine ayant un statut de nicheur régulier (présent à toutes les années), d'hivernant régulier ou de visiteur (exceptionnel, occasionnel ou régulier) (Lepage et Bordage, 2013). La sélection d'un habitat de nidification par la sauvagine est habituellement réalisée en fonction d'un compromis entre la disponibilité des ressources, les besoins de l'individu et les coûts requis pour les combler. Toutefois, une foule d'autres facteurs entrent en compte selon l'échelle d'analyse de cette sélection. Les travaux de Eichholz et Elmberg (2014) ont démontré qu'il existe quatre niveaux de sélection. Le premier est en fonction de la région ou de la latitude, le deuxième du biome ou du type d'écosystème, le troisième est relié au paysage ou la localisation du milieu humide et enfin, le quatrième est associé au choix de site de nidification à l'intérieur de ce paysage (Eichholz et Elmberg, 2014). Les « décisions » associées au 1er niveau de sélection auront des répercussions sur la répartition continentale des espèces en migration, alors que celles du 2^{e} niveau

détermineront la répartition des espèces selon les écosystèmes. Enfin, celles des 3^{e} et 4^{e} niveaux de sélection influenceront la composition de la communauté d'espèces de sauvagine dans un milieu. La diversité de sauvagine est surtout liée à l'hétérogénéité et la productivité des ressources dans un habitat, suivant un gradient latitudinal, plutôt qu'à la compétition inter ou intra spécifique pour ces mêmes ressources (Bethke et Nudds, 1993). D'autres recherches ont également démontré une variation dans le patron de sélection d'habitats de la sauvagine selon les saisons et le comportement (en période de reproduction, de migration, etc) (Beatty et al., 2014b). Les besoins de chaque individu ne seront pas semblables tout au long de l'année et durant l'entièreté du cycle de vie. C'est pourquoi l'intégration de variables spatiales et temporelles, malgré la disponibilité d'habitats potentiels, est essentielle dans l'étude du comportement de sélection (Jones, 2001).

À l'échelle du Québec forestier, la densité de sauvagine est en moyenne inférieure à un couple nicheur par km^2 (Lemelin et al., 2004). L'Ouest de la province se démarque toutefois, notamment en Abitibi-Témiscamingue où on compte une vingtaine d'espèces nicheuses, avec une densité pouvant atteindre plus de 150 couples-nicheurs/100 km^2 (Barker et al., 2014, Lemelin et al., 2004, Lemelin et al., 2008, Lepage et Bordage, 2013) (*figure 1.1*).

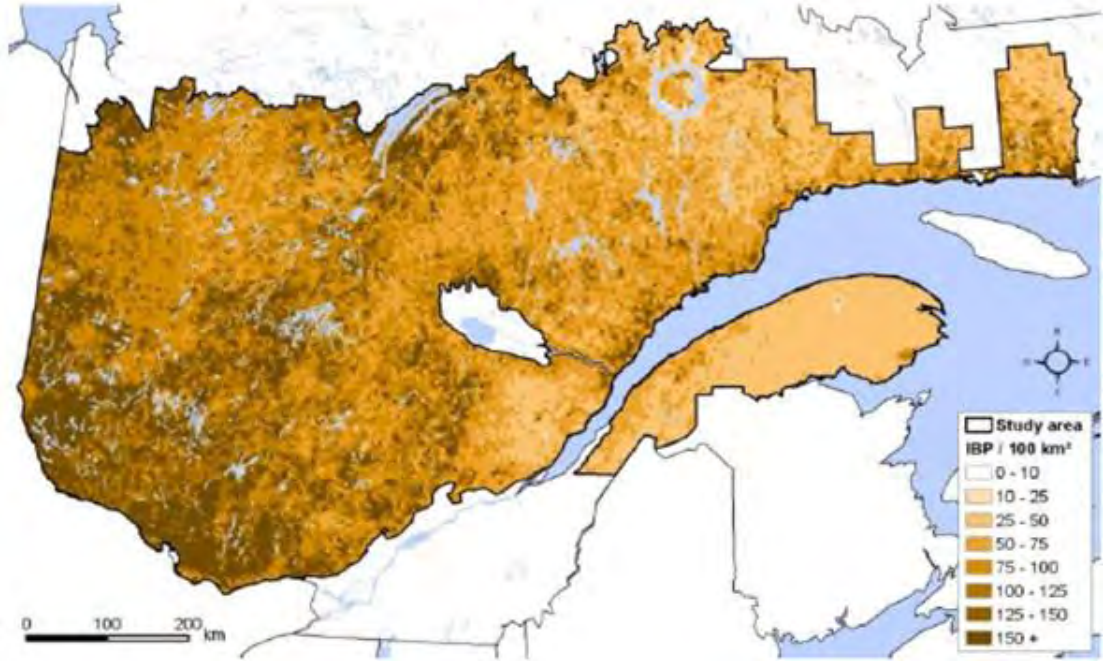


Figure 1.1 Abondance potentielle de huit espèces de sauvagine dans le Québec forestier, adapté de Lemelin et al. (2008).

1.2.3 Industrie minière - Titres miniers

L'exploitation des ressources naturelles fait également partie des réalités à considérer lors de la planification de la conservation du patrimoine naturel d'un territoire. L'économie de la province du Québec est fortement basée sur ces ressources naturelles, comme le bois (industrie forestière, pâte et papier), l'eau (hydroélectricité, activités récréotouristiques) et les minéraux (industrie minière). Le gouvernement provincial doit alors répondre à trois besoins : encourager l'économie de l'extraction de ressources naturelles, répondre aux besoins des communautés, ainsi que protéger ses ressources pour en assurer la pérennité.

Les secteurs de l'extraction minière et de la transformation de métaux et de minéraux, qui représentent 3% du produit intérieur brut, sont un important moteur de développement économique au Québec (MERN, 2015a). Ce secteur économique

représente plus de 25 % des exportations annuelles, ainsi que 45 000 emplois directs et plusieurs dizaines de milliers d'emplois indirects, répartis dans toutes les régions du Québec (MERN, 2015a). La baisse du prix de certains métaux sur les marchés mondiaux a provoqué un certain recul des investissements miniers en exploration et en mise en valeur au cours des dernières années, mais ils en demeurent néanmoins à des niveaux historiques élevés (MERN, 2015a). Selon les données les plus récentes émises par le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN), au cours de l'année 2014, vingt-sept mines seraient actives sur le territoire québécois.

L'activité minière au Québec est principalement encadrée par deux lois, soit la Loi sur les Mines (LRQ 1988, c.M-13.1, art. 304) et la Loi sur l'Impôt Minier (LRQ, 2011, c.6, a.15). Ce cadre légal a pour but de réglementer l'accès à la ressource minérale sur le domaine de l'État et d'assurer une répartition juste des bénéfices issus de l'exploitation des minéraux en terres publiques. Ainsi, tous les demandeurs sont sur un même pied d'égalité pour acquérir un droit minier. Toujours selon la loi, un droit minier est défini comme une propriété distincte de celle du sol sur lequel il est porté. L'État reste donc propriétaire du sol, mais permet à une entité privée d'exploiter les ressources minérales. Le MERN tient à jour un registre public des droits miniers, qui sont accordés sous forme de titres réels et immobiliers. Il existe deux grandes catégories de droits miniers pour les substances minérales (autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure).

1) Titre d'exploration (claim)

Le claim confère un droit exclusif de recherche pour toutes les substances minérales du domaine de l'État sur un territoire désigné (MERN, 2015b). Le titulaire du claim doit donc effectuer des travaux de recherche afin de prouver la présence suffisante de minéraux pour justifier leur extraction. Un claim s'obtient par jalonnement (claim jalonné) ou désignation (claim désigné) sur carte (le gouvernement utilise le système

Gestim+). Sa durée est d'environ 2 ans (renouvelable) et est habituellement d'une superficie de 16 ha. Il est également possible d'attribuer des permis de recherche pour les autres substances minérales (pétrole, gaz naturel, réservoir souterrain exploité par forage de puits).

2) Titre d'exploitation (bail)

Une fois que les travaux de prospection sont exécutés et que la présence d'un gisement exploitable est établie, le titulaire du claim peut demander un bail pour procéder à l'extraction de minéraux. Selon la nature de la substance exploitée, le titulaire peut posséder un bail minier ou un bail d'exploitation de substances minérales de surface (MERN, 2015b). Un bail minier permet d'exploiter toute substance minérale n'étant pas de surface et sa superficie ne doit pas excéder 100 ha, pour une période de vingt ans (renouvelable trois fois pour des périodes de dix ans, ensuite pour des périodes de cinq ans au besoin). Il existe plusieurs sous catégories de bail d'exploitation de substances minérales de surface; i) les baux exclusifs à des fins industrielles (sable de silice, pierre et tourbe) ou pour l'entretien du réseau routier (sable, gravier, argile commune) et ii) les baux non exclusifs à des fins de construction (sable, gravier, argile commune). Les baux exclusifs ont une superficie maximale de 100 ha (sauf pour la tourbe qui est de 300 ha), rien n'est spécifié pour les baux non exclusifs. La durée initiale d'un bail exclusif est de dix ans et est renouvelable deux fois pour une période de cinq ans. La période de validité d'un bail non exclusif se termine le 31 mars de son année d'octroi et est renouvelable jusqu'à dix fois pour une période d'un an.

En date du 31 décembre 2014, le nombre de titres miniers actifs au Québec était de 155 030 soit une superficie totale de 72 238,46 km^2 (MERN, 2015b). Il y a une tendance à la baisse dans le nombre total de titres d'exploration inscrits au registre par rapport à 2013, bien que dans quelques régions administratives ils ont augmenté, notamment dans les régions de la Capitale-Nationale, de l'Abitibi-Témiscamingue et

du Nord-du-Québec. Toujours selon le dernier rapport publié par le MERN, près de 49 % de l'ensemble des baux miniers et des concessions minières sont situés dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Près de 66 % des baux exclusifs se retrouvent dans les régions de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec, alors que plus de 73 % des baux non exclusifs se répartissent principalement dans quatre régions, soit respectivement l'Abitibi-Témiscamingue, la Côte-Nord, le Nord-du-Québec et le Saguenay Lac-Saint-Jean (MERN, 2015b).

Afin de tenir compte des autres possibilités d'utilisation du territoire, le ministre peut, par arrêt ministériel, « soustraire le droit à la prospection, la recherche, l'exploration et l'exploitation de toutes substances minérales s'il juge d'intérêt public, la création de parcs ou d'aires protégées ou la conservation de la flore et de la faune » (Loi sur les Mines, LRQ 1988, c.M-13.1, art. 304). Une telle mesure pourrait être mise en place pour l'installation d'infrastructures industrielles ou des lignes de transport, des travaux de restauration, la conservation de la flore et la faune (refuge biologique, création de parcs ou d'aires protégées), etc. En réalité, lorsqu'il est question de protection de l'environnement, le conflit d'intérêt administratif entre le MDDELCC et le MERN est si important qu'il est souvent plus facile de redessiner les frontières d'une aire protégée, plutôt qu'attendre la révocation de droits miniers. En général, les gestionnaires écartent systématiquement les sites avec des titres miniers lors de la planification de nouvelles aires protégées.

1.3 But et objectifs

Le but du projet était de développer un outil de planification systématique de la conservation des milieux humides, par une approche ciblant les milieux humides d'intérêt pour la sauvagine à une échelle régionale, et prenant en compte l'activité minière. Le projet a été réalisé au sein d'une région administrative, l'Abitibi-Témiscamingue, à une échelle de modélisation très fine (hexagones de 4 km^2 comparativement à ≥ 25 km^2 dans les études précédemment réalisées par Lemelin et al. 2010). Les objectifs particuliers étaient 1) d'évaluer la complémentarité de réseaux de conservation de la diversité de milieux humides et de sauvagine selon différentes cibles de protection sur le territoire; 2) d'évaluer les conséquences du développement de l'activité minière sur les possibilités de conservation et l'atteinte des cibles de protection. Les hypothèses de travail et les prédictions découlant des objectifs du projet sont présentées à la *figure 1.2*.

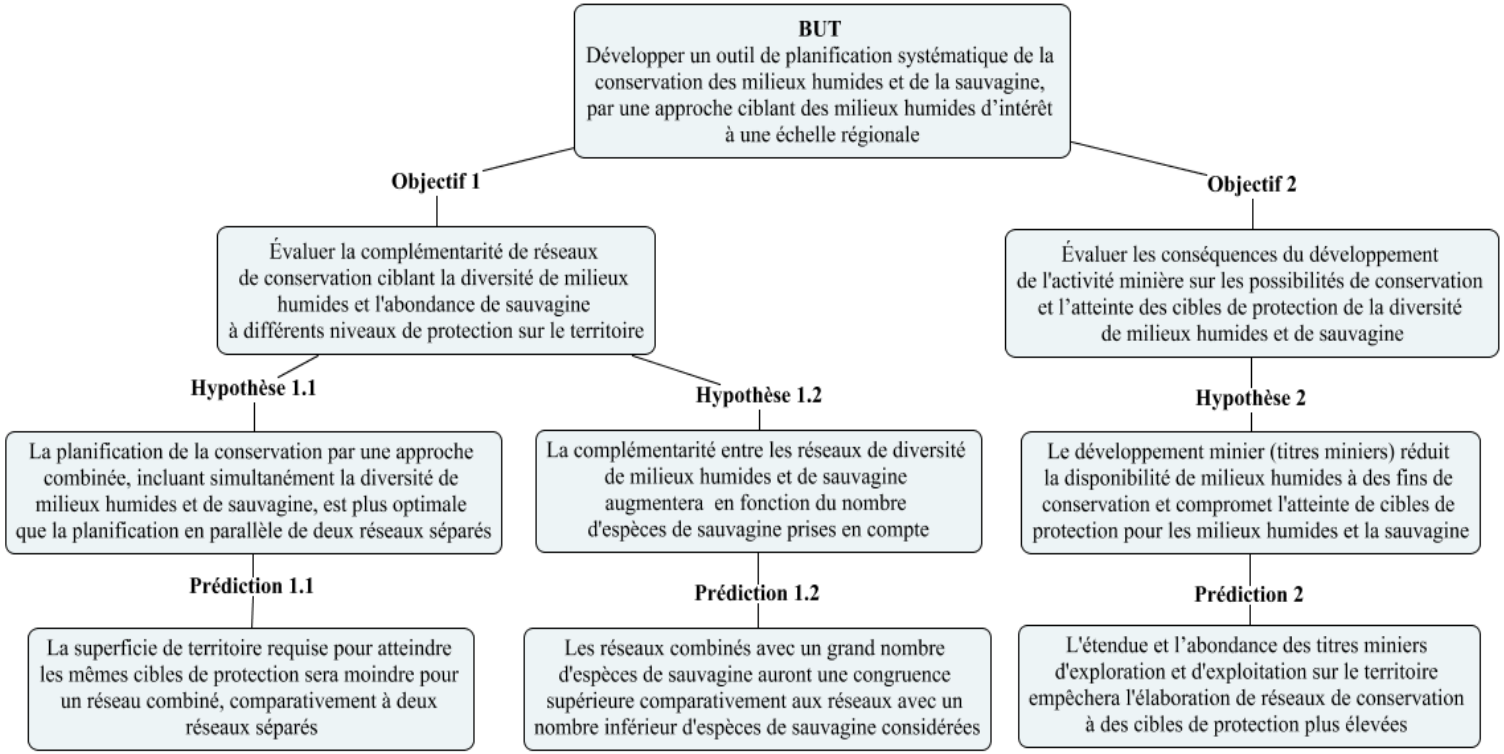


Figure 1.2 Schématisation du but, des objectifs, des hypothèses et des prédictions du projet.

CHAPITRE II

PLANIFICATION SYSTÉMATIQUE DE LA CONSERVATION DES MILIEUX HUMIDES ET DE LA SAUVAGINE EN RÉGION BORÉALE MIXTE CONTRAINTE PAR L'ACTIVITÉ MINIÈRE

Ce chapitre est rédigé sous forme de manuscrit scientifique afin d'être soumis, après traduction en anglais, à la revue *Journal for Nature Conservation*.

Sarah-Claude Lachance[1], Marcel Darveau[2], Louis Imbeau[3]

1. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de recherche sur les forêts (IRF) et Canards Illimités Canada.
Courriel : s_lachance@ducks.ca ou sarah-claude.lachance@uqat.ca

2. Canards Illimités Canada et Université Laval.
Courriel : m_darveau@ducks.ca

3. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de recherche sur les forêts (IRF).
Courriel: louis.imbeau@uqat.ca

2.1 RÉSUMÉ

L'accroissement soutenu de la population humaine se traduit par une demande accrue des ressources naturelles un peu partout sur la planète, incluant les ressources minérales de la Boréalie canadienne. Or, on ignore où se situe le seuil d'intensité de l'activité minière pouvant affecter la diversité du capital naturel des écosystèmes, ainsi que les bénéfices issus des ressources fauniques. Le but de ce projet était de développer une approche de planification systématique de la conservation (*systematic conservation planning*) pour les milieux humides (MH) et la sauvagine (SAU) adaptée à une échelle régionale où la principale contrainte est liée à l'activité minière. Les objectifs étaient d'évaluer 1) la complémentarité de différentes approches de réseaux de conservation de la diversité de milieux humides et de sauvagine; 2) les conséquences du développement de l'activité minière dans l'atteinte de cibles de protection pour les milieux humides et la sauvagine. Nos résultats suggèrent que la protection unique du capital naturel (MH) ou des bénéfices (SAU) dans un réseau de petites aires protégées ne suffit pas pour protéger l'intégralité de leurs diversités respectives. Une planification combinée (MH+SAU) de la conservation du capital naturel et des bénéfices se traduit par un moindre coût en termes de superficie que la planification en parallèle de deux réseaux indépendants. Enfin, les réseaux combinés pouvaient encaisser le tiers de l'activtié minière potentielle (<35% des titres miniers du territoire) sans avoir d'impact sur l'atteinte des cibles de conservation. Par contre, dès que le trois-quart ou l'entièreté des titres miniers étaient pris en compte, seules les cibles de conservation de moins de 20% étaient réalisables sans compromettre la qualité de protection des réseaux.

2.2 INTRODUCTION

Une croyance populaire présume que les ressources monétaires investies en protection de l'environnement pénalisent globalement le bien-être d'une société en la privant des bénéfices économiques retirés par l'extraction de ressources. Pourtant en retardant la conservation de la diversité des écosystèmes, on néglige les gains communs à long terme procurés par les services écologiques (Cimon-Morin et al., 2016). Afin d'augmenter le succès des efforts investis en conservation, il faut d'abord assurer la protection du capital naturel d'un territoire afin d'en conserver les bénéfices, et non le contraire (Morelli et al., 2016). Par contre, la congruence entre les sites d'intérêt pour la biodiversité et les services écologiques peut s'avérer limitée (Cimon-Morin et al., 2015). Un processus de planification de la conservation qui ne prend pas en compte cet aspect peut donc s'avérer inefficace.

Il apparaît nécessaire de développer une approche de conservation complémentaire à celle par filtre brut et filtre fin. Un filtre brut permet de protéger efficacement la diversité et la représentativité d'écosystèmes (ex. réseau de grandes aires protégées), alors qu'un filtre fin cible des espèces spécifiques plus rares ou en situation précaire (Hunter et al., 1988). Une approche, qualifiée de « mésofiltre », permettrait de protéger des écosystèmes ou des espèces clés sous-représentés dans une filtre brut et qui échappent au filtre fin (Hunter, 2005). Par exemple, il serait possible de générer un réseau de petites réserves pouvant s'ajouter au réseau de grandes aires protégées déjà en place sur un territoire pour combler ces carences et augmenter la connectivité entre les sites. Une telle approche, intégrée à un cadre méthodologique de planification systématique de la conservation (PSC) (Groves, 2003, Pressey et al., 1993, Margules et Pressey, 2000), pourrait contribuer à mieux prendre en compte les enjeux environnementaux, économiques et sociaux d'un territoire donné. La PSC permet en effet d'identifier et de concevoir des réseaux d'aires de conservation afin d'atteindre un ensemble de cibles de protection au coût le plus faible possible, tout en considérant

une ou plusieurs contraintes anthropiques. Il est alors possible d'analyser la configuration et la superficie de réseaux de conservation visant uniquement la protection du capital naturel ou des bénéfices qui y sont associés, par rapport à une approche combinée. La PSC peut être utilisée autant dans les territoires développés et les grands centres urbains que dans les régions éloignées, mais c'est dans les zones à développement intermédiaire que la PSC peut s'avérer la plus synergique pour concilier les opportunités de conservation et de développement (Adams et al. 2016).

Le but de ce projet était de développer une approche de planification systématique de la conservation adaptée au cas des milieux humides (MH - à titre de capital naturel) et de la sauvagine (SAU – à titre de bénéfices associés à de tels milieux) à une échelle régionale, tout en prenant en compte l'activité industrielle d'extraction des ressources naturelles comme contrainte principale. Pour atteindre ce but, nous avons réalisé une étude de cas dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue, au Québec, qui présente une forte abondance de milieux humides, ainsi qu'une activité minière intensive. Nous avons établi deux objectifs particuliers, soit d'évaluer 1) la complémentarité de réseaux de conservation pour la diversité de milieux humides et de sauvagine; 2) les conséquences du développement de l'activité minière dans l'atteinte de cibles de protection pour les milieux humides et la sauvagine. En lien avec ces objectifs, nous avons comme hypothèses de travail que 1.1) la planification de la conservation des milieux humides et de la sauvagine par une approche combinée est plus optimale qu'une approche par des réseaux en parallèle, 1.2) la complémentarité des réseaux de milieux humides et de sauvagine augmente avec le nombre d'espèces prises en considération et 2.1) le développement minier réduit les opportunités de conservation jusqu'à empêcher l'atteinte des cibles de protection plus ambitieuses pour les milieux humides et la sauvagine.

2.3 Méthodologie

2.3.1 Aire d'étude

L'aire d'étude a été définie selon les limites administratives de la région de l'Abitibi-Témiscamingue, soit une superficie d'environ 65 000 km^2 avec une densité de population de 2,6 habitants/km^2 (Institut de la statistique du Québec, 2016). La région compte cinq municipalités régionales de comté, plus de soixante-cinq municipalités et trois grandes nations amérindiennes (les algonquins, cris et attikameks) (MERN. 2012).

Selon la classification des écorégions terrestres de l'Amérique du Nord (niveau III), l'aire d'étude se situe essentiellement dans les écorégions des Plaines de l'Abitibi et du Plateau de la rivière Rupert (Wiken et al., 2011). Plus localement, elle recoupe trois provinces naturelles du Cadre écologique de référence du Québec (CERQ, Niveau I), soit les Basses-terres de l'Abitibi et de la baie James, les Hautes-terres de Mistassini et les Laurentides méridionales (Li et Ducruc, 1999). Au point de jonction entre l'assise géologique du Bouclier canadien et les basses-terres de la Baie-James, on retrouve « la ceinture d'Argile », un paysage riche et unique constitué majoritairement de plaines au dépôt d'argile ou de limon. Ces dépôts lacustres proviennent de la présence de glaciers et du broyage des roches sous la glace. C'est également le retrait et la fonte des glaciers dans la région qui a engendré la création de moraines, d'eskers, en plus de nombreux lacs avec dépôts glaciolacustres (MERN. 2006). Les variables géomorphologiques, comparativement aux variables climatiques, expliquent majoritairement la distribution des milieux humides et aquatiques (Ménard et al., 2013).

L'aire d'étude est une région riche en eaux de surface, qui se drainent en partie vers la Baie James (notamment via les rivières Harricana et Nottaway) et en partie vers le Fleuve Saint-Laurent (rivière des Outaouais). L'aire d'étude est également l'une des régions avec la plus grande proportion de milieux humides au Québec (30,8% du

territoire) (Ménard et al., 2013) dont les deux tiers se trouvent dans la province naturelle des basses-terres de l'Abitibi (Pellerin et Poulin, 2013). Selon le registre des aires protégées au Québec (en date du 31 mars 2016), 9,33% des milieux naturels du Québec étaient protégés selon les critères de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). En Abitibi-Témiscamingue, le réseau d'aires protégées couvre 4 614 km^2, soit 7,1% de la superficie du territoire (Institut de la statistique du Québec, 2016).

2.3.2 Design de l'étude

L'aire d'étude a d'abord été divisée en une grille d'unités de planification (UP) à une échelle de modélisation fine de 4 km^2. Les UP étaient de forme hexagonale afin d'optimiser le ratio périmètre/aire, totalisant près de 16 120 UP dans notre aire d'étude. La taille d'une UP représentait à la fois la superficie approximative d'un grand milieu humide ou d'un territoire de nidification d'un canard, pouvant s'inscrire dans une petite aire protégée, à l'échelle du mésofiltre de conservation (Hunter, 2005). Pour chaque UP de la grille hexagonale, une valeur cumulative de superficie de chaque type de milieux humides issue de la cartographie (*section 2.3.3*) et une valeur cumulative d'abondance potentielle de chaque espèce de sauvagine issue de la modélisation (*section 2.3.4*) ont été attribuées par superposition spatiale. C'est également à partir de cette grille d'UP que l'outil *Marxan* conçoit les réseaux de conservation.

2.3.3 Cartographie des milieux humides

Les données sur les milieux humides provenaient des données cartographiques du 4^e inventaire écoforestier du Québec méridional, produit par le Ministère des forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) du Québec. Pour générer une carte des milieux humides, nous avons procédé par requêtes géomatiques selon une méthode adaptée des travaux de Ménard et al. (2013) réalisés avec les données du 3^e inventaire écoforestier. Le système de classification des milieux humides est présenté au *tableau 2.1* et les détails

méthodologiques de la mise à jour sont décrits dans un rapport technique de Canard Illimités Canada (Lachance et al. (sous révision), voir l'*Annexe A* de ce mémoire).

Tableau 2.1 Système de classification des milieux humides.

Classe	Sous-classe	Système
Aquatique		Réservoir
		Lac
		Zone littorale
		Étang
		Mare
		Cours d'eau (rivière, ruisseau permanent et intermittent
Marécage	Arbustif	
	Arboré pauvre	
	Arboré riche	
	Inondé	
Dénudé humide	Complexe	
	Isolé	
		de réservoir
		de lac
		d'étang
		de mare
		de cours d'eau
Tourbière	Complexe	
	Individuelle	
		Minérotrophe
		Ombrotrophe

2.3.4 Modélisation de l'abondance potentielle de sauvagine

Les données de population de sauvagine utilisées proviennent du suivi aérien de la sauvagine réalisé par hélicoptère pour l'ensemble du Québec forestier entre 1990 et 2005, issu d'un partenariat entre le Plan conjoint sur le canard noir et le Service canadien de la faune (PCCN-SCF). Les relevés ont été initiés en 1990 avec 83 quadrats de 10 x 10 km (100 km²) répartis de façon systématique et ce nombre est passé à 43 en 1994, puis à 35 en 1995 (Lemelin et al., 2004). En 1996, suite à une réévaluation de la stratégie d'échantillonnage visant à diminuer les coûts, la taille des quadrats a été réduite à 5 x 5 km (25 km²) et le nombre de quadrats a été augmenté à 156. Depuis, la moitié des quadrats sont inventoriés annuellement selon un système de rotation à quatre groupes. Ainsi, tous les quadrats sont survolés à deux reprises sur une période de 4 ans (Lemelin et al., 2004).

À partir de la cartographie des milieux humides (*section 2.3.3*), nous avons identifié les habitats potentiels de nidification de sauvagine selon les travaux de Lemelin et al. (2008 et 2010). Chaque observation de sauvagine, issue des relevés aériens, a été associée à l'habitat de milieu humide le plus près de la localisation de l'observation (< 100 m) (voir *tableau 2.2*), via un algorithme simple. Lemelin et al. (2010) ont modélisé l'abondance potentielle d'un échantillon de huit espèces de sauvagine pour l'ensemble du Québec forestier puisqu'elles étaient suffisamment abondantes pour faire l'objet d'étude d'utilisation de l'habitat (*tableau 2.3*). Nous avons joint en *Annexe D* la méthodologie utilisée pour concevoir les modèles prédictifs de sauvagine pour le Québec forestier (rapport non publié). Les espèces à l'étude sont la Bernache du Canada (*Branta canadensis*), le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le Canard noir (*Anas rubripes*), le Fuligule à collier (*Aythya collaris*), le Garrot à oeil d'or (*Bucephala clangula*), le Grand Harle (*Mergus merganser*), le Harle couronné (*Lophodytes cucullatus*) et la Sarcelle d'hiver (*Anas crecca*).

Tableau 2.2 Système de classification des milieux humides comme habitats de nidification pour la sauvagine.

Types de milieux humides	Caractéristiques de l'habitat
Cours d'eau permanent	Cours d'eau permanent de < 0,2 ha de superficie et de < 6 m de largeur, avec un courant continu
Cours d'eau intermittent	Cours d'eau intermittent de < 0,2 ha de superficie et de < 6 m de largeur, avec un courant intermittent
Lac	Plan d'eau de > 0,8 ha divisé en zone littorale (0-50 m de la rive) et en eau profonde (>50 m de la rive)
Réservoir	Plan d'eau de > 0,8 ha sous l'influence d'un barrage (hydro-électrique)
Étang isolé	Plan d'eau de < 0,8 ha sans connexion au réseau hydrographique
Rivière	Cours d'eau de > 0,2 ha de superficie et de > 6 m de largeur, avec un courant continu
Île	Île de < 20 ha
Milieu humide ouvert	Milieu humide avec une végétation composée à < 25% d'arbres ou arbustes. Inclus les marais, les fens (riverains), les bogs, etc.
Marécage arbustif	Principalement composé d'aulnes rugueux (*Alnus incana)*
Marécage inondé	Milieu inondé ou récemment drainé, dominé par des arbres morts (debout et non au sol)
Marécage de feuillus riche	Mauvais drainage, minérotrophe, dominé par une forêt de feuillus
Marécage mixte riche	Mauvais drainage, minérotrophe, dominé par une forêt mixte
Marécage résineux riche	Mauvais drainage, minérotrophe, dominé par une forêt de conifères
Marécage résineux pauvre	Mauvais drainage, ombrotrophe, dominé par une forêt de conifères, avec présence de sol minéral
Marécage résineux très pauvre	Mauvais drainage, ombrotrophe, dominé par une forêt de conifères, avec présence de sol organique

Tableau 2.3 Synthèse de l'utilisation de l'habitat par les espèces de sauvagine à l'étude, selon des données du PCCN de 1990-2005, adapté Lemelin et al. (2010).

Espèce	Type d'habitat utilisé
Bernache du Canada	Étangs, ruisseaux, milieux humides ouverts et lacs avec une bande riveraine forestière
Canard colvert	Cours d'eau à fort débit, étangs avec une bande riveraine, lacs, marais inondés, marécages arbustifs, milieux humides ouverts et milieux riverains forestiers
Canard noir	Étangs, lacs, ruisseaux, avec une préférence pour les petits milieux humides avec une bande riveraine bien développée
Fuligule à collier	Étangs, lacs et rivières connectés, sélection pour les milieux humides de <8 ha, marais inondés et milieux humides ouverts
Garrot à l'œil d'or	Étangs connectés avec une bande riveraine forestière
Grand harle	Étangs et rivières connectés par des cours d'eau à faible débit, forte sélection pour les petits ilots/îles
Harle couronné	Étangs, lacs et rivières connectés, sélection pour les milieux humides de <8 ha, marais inondés et milieux riverains forestiers
Sarcelle d'hiver	Étangs et ruisseaux avec une bande riveraine forestière ou ouverte, sélection pour les milieux humides de <8 ha

Dans le cadre de ce projet, les mêmes équations prédictives d'abondance que celles décrites à l'*Annexe D* ont été appliquées, mais à une échelle plus fine de 4 km^2 (au lieu de 25 km^2) et seulement pour l'ensemble du territoire à l'étude en Abitibi-Témiscamingue.

2.3.5 Activité minière - Titres miniers

Pour identifier les UP possédant un titre minier, nous avons utilisé les produits cartographiques du système *Gestim+* émis par le MERN (https://gestim.mines.gouv.qc.ca/). Il est difficile d'avoir un portait fixe de l'étendue des titres miniers dans la région puisque les utilisateurs peuvent aquérir, renouveler ou

annuler en temps réel leurs droits miniers. C'est pourquoi nous avons considéré tous les titres miniers d'exploration (claim) et d'exploitation (bail) inscrits au registre de 1907 à aujourd'hui, sans tenir compte de leur statut d'activité, pour simuler une exploitation intensive de la région. Le claim confère un droit exclusif de recherche pour toutes les substances minérales du domaine de l'État sur un territoire désigné (MERN, 2015b). Un claim s'obtient par jalonnement (claim jalonné) ou désignation (claim désigné) sur carte (via *Gestim+*) ou suite à la demande d'un permis de recherche. Une fois que les travaux de prospection sont exécutés et que la présence d'un gisement exploitable est établie, le titulaire du claim peut demander un bail pour procéder à l'extraction de minéraux. Selon la nature de la substance exploitée, le titulaire peut posséder un bail minier, un bail d'exploitation de substances minérales de surface (bail exclusif et non exclusif) ou une concession minière (MERN, 2015b).

Les données disponibles sur les titres miniers de l'aire d'étude ont été extraites en date du 19 juin 2016. Ainsi, la superficie réelle des titres d'exploitation retenus couvre 285 km^2 (0,4% de la région) et celle des titres d'exploration couvre 27 277 km^2 (42% de la région). À titre comparatif, un peu plus de la moitié des baux miniers et plus du tiers des claims ont actuellement un statut d'activité actif ou suspendu dans la région. Un titre minier peut être suspendu pour une période indéterminée en raison d'un arrêt ministériel, de travaux exploratoires non complétés ou en attente d'une approbation de transition vers un bail minier. Le statut d'activité des autres titres est soit : abandonné, expiré ou révoqué. Pour chaque UP touchée par un titre minier, nous avons considéré que la totalité du 4 km^2 de l'UP était sous influence d'un titre minier afin de faciliter la conception des réseaux de conservation (*figure 2.1*).

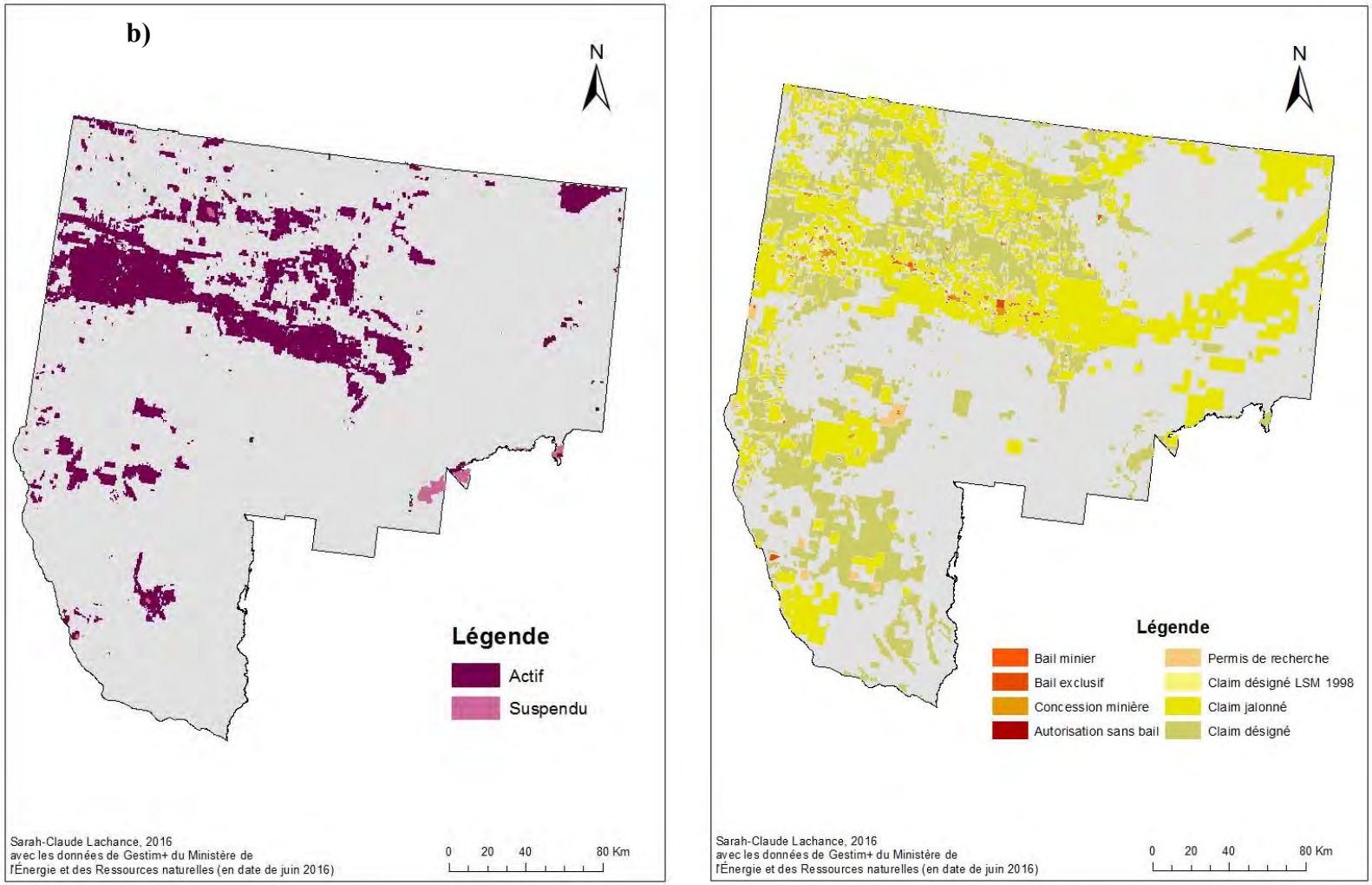


Figure 2.1 Distribution des droits miniers en Abitibi-Témiscamingue (juin 2016) selon a) le type de titres miniers et b) le statut d'activité.

2.3.6 Outil *Marxan* : Scénarios avec cibles de protection

Le rôle de l'outil d'aide à la décision *Marxan* (v2.43) (Ball et al., 2009, Possingham et al. 2000) est d'aider les utilisateurs à identifier les secteurs d'intérêt pour la conservation et de les concilier le plus efficacement possible avec les contraintes (ou coût) économiques et sociales du territoire. *Marxan* génère des réseaux de conservation par optimisation stochastique (*stochastic optimization*) selon une description du paysage et de la biodversité (via des variables numériques statiques) à l'intérieur d'une grille de polygones (UP) (Lehtomaki et al. 2013, Possingham et al. 2000). La force de cet outil réside dans cette flexibilité stochastique qui permet d'intégrer une infinité de variables et d'obtenir une multitude de solutions binaires (sélection ou non d'UP pour créer un réseau de conservation) (Possingham et al. 2000). L'algorithme de sélection de *Marxan* utilise ainsi une procédure itérative et aléatoire, permettant ainsi l'obtention de plusieurs « bonnes solutions » de réseau de conservation. Un nombre répété de simulations permet de raffiner la sélection d'UP vers une « meilleure solution » de réseau conciliant coût-bénéfice. Pour réaliser les analyses, nous utilisons la grille d'UP hexagonale de 4 km^2 précédemment créée avec les valeurs spatialement comptabilisées de superficie de milieux humides, d'abondance de sauvagine et de présence/absence de titres miniers.

Le processus de sélection de sites à intégrer dans un réseau de conservation dans *Marxan* est basé sur le principe de complémentarité (gain de représentativité de la biodiversité dans la grille de polygones) par rapport aux cibles établies (Cawardine et al. 2007). *Marxan* calcule alors l'irremplacibilité par rapport à la proportion de sélection de chaque UP dans l'ensemble des répétitions de solutions de réseaux (Carwardine et al. 2007). Plus cette proportion est élevé et tend vers 1, plus l'UP englobe des attributs écologiques d'importance à la conservation. Un réseau est alors un scénario d'assemblage d'UP pour répondre à l'atteinte des cibles de conservation

fixées par attribut écologique (ici, les types de milieux humides et les espèces de sauvagine) à un coût minimal. Une cible de conservation est un niveau quantitatif de représentativité désiré pour un attribut écologique dans le réseau de conservation. Une cible de 20% ne concorde donc pas à une protection globale de 20% du territoire d'étude, mais bien à la protection de 20% d'un attribut sur le territoire. Nous utilisons la superficie (en km^2) comme un substitut au coût pour identifier le minimum de sites nécessaires pour atteindre les cibles.

Pour fixer les cibles de conservation, on se base habituellement sur des connaissances scientifiques reconnues dans la littérature en lien avec l'objectif poursuivi (Ardron et al. 2010, Tear et al. 2005), comme par exemple un seuil d'exploitabilité ou de population minimale viable pour une espèce donnée. Ces informations spécifiques aux sujets d'étude sont rarement disponibles, il est alors possible de se rabattre sur des cibles écologiques généralisées (Environnement Canada 2013). Les cibles politiques peuvent être une alternative, mais elles répondent rarement aux besoins écologiques des espèces et au maintien des habitats. Il est toujours préférable de s'appuyer sur des travaux scientifiques pour valider ces cibles, tout en respectant les objectifs de l'étude. En lien avec le but de notre étude, nous avons établi un gradient croissant de sept cibles de conservation pour nos analyses, allant de 10% à 70% de la superficie, par incrément de 10%. Ces cibles regroupent grossièrement l'étendue d'objectifs proposés par différentes organisations, notamment l'objectif d'Aichi pour la biodiversité (Conférence des parties à Nagoya en 2010) de protéger 17% du territoire terrestre, celui de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature qui recommande une cible de 30% (UICN. 2003), ainsi que la cible du PNAGS de protéger plus de 75% de la sauvagine en forêt boréale (North American Waterfowl Management Plan 2012 et 2014). Un rapport produit par Environnement Canada suggère également qu'un minimum de 40% de la couverture historique milieux humides soit protégé, en plus

d'un minimum de 10% de chaque bassin versant et de 6% de chaque sous-bassin hydrographique (Environnement Canada 2013).

L'outil *Marxan* a fait ses preuves dans le domaine de la conservation et est utilisé par The Nature Conservancy pour réaliser des projets de planification écologique régionale (Ferdana 2002), ainsi que par divers organismes pour concevoir des réserves maritimes (par exemple, en Australie (Great Barrier Reef Marine Park Authority, Stewart et al. 2003), en Colombie-Britannique (Ardon et al. 2007), en Californie (Airamé et al. 2003), etc). *Marxan* est majoritairement sollicité pour créer des réserves en milieu marin, mais l'outil est également approprié en milieu terrestre (Munro 2006). Dans le cadre du projet, aucun critère de connectivité ou de configuration particulière du réseau n'a été fixé (le paramètre d'agglomération est nul, $BLM = 0$, et le facteur de pénalité est au minimum, $SPF = 1$). Les paramètres de l'algorithme de *Marxan* sont ceux par défaut (itérations = 10^6 et répétitions = 100).

2.3.7 Identification des milieux humides d'intérêt pour la conservation

Pour tester l'hypothèse 1.1, nous avons développé trois types d'approches de réseaux de conservation afin d'évaluer laquelle protégeait le mieux la diversité de milieux humides et de sauvagine dans l'aire d'étude. Nous avons généré sept scénarios visant uniquement la protection de la diversité de milieux humides (scénarios MH). Puis, nous avons produit sept scénarios ciblant spécifiquement l'abondance potentielle de sauvagine (SAU) et finalement sept scénarios combinant la protection conjointe des milieux humides et de la sauvagine (MH+SAU). Un scénario correspond à une cible de conservation testée (10%-20%-30%-40%-50%-60%-70%). La superficie de territoire nécessaire pour remplir chaque cible pour les trois approches était alors comparée.

Pour tester l'hypothèse 1.2, nous avons développé une quatrième approche de réseaux combinés partiels (MH+*x*SAU). Ces réseaux visaient toujours la protection des milieux humides, mais le nombre et la nature des espèces de sauvagine variaient. Nous avons généré huit scénarios avec une seule espèce de sauvagine (un scénario par espèce) et quarante réseaux avec différentes associations d'espèces de sauvagine tirées aléatoirement (huit scénarios par groupe de deux à six espèces afin d'obtenir une tendance statistiquement fiable tout en limitant le nombre de combinaisons posibles à traiter) à une cible de protection médiane de 30%. Nous avons effectué un test de Levene qui a établi que les variances entre les groupes n'étaient pas homogènes (hétéroscédasticité). Une analyse de variance de Welch (ANOVA de Welch) a été conduite pour respecter cette condition d'hétéroscédasticité (Dunnett 1979). Le test statistique a établi qu'il y avait une différence significative entre la superficie moyenne des réseaux selon le nombre d'espèces considérées. Un test de Games Howell subséquent nous a permis de déterminer spécifiquement les groupes significativement différents entre eux (Dunnett 1979). Les tests statistiques ont été réalisé dans le logiciel *R* (v3.3.2, R development core team 2010).

Pour tester l'hypothèse 2, nous avons conféré à toutes les UP avec des titres miniers un statut d'indisponibilité (dans *Marxan*, *status = lock out*) pour la conservation lors de la conception des réseaux. Pour étudier la résilience des réseaux, nous avons reproduit les trois approches initiales (à l'hypothèse 1.1) avec les mêmes cibles de protection, en éliminant d'abord les UP avec des titres miniers d'exploitation, puis ceux d'exploration. Afin de définir la tolérance des réseaux de conservation face au développement minier, nous avons fait varier la pression et la distribution des titres miniers pour déterminer le seuil où les cibles de protection cessent d'être atteintes. Nous avons d'abord considéré une proportion aléatoire de 15% des titres miniers, en ajoutant graduellement une proportion de titres miniers supplémentaire de 20%, jusqu'à considérer tous les titres miniers répertoriés. À noter que dans notre démarche,

nous n'avons pas considéré les aires protégées actuellement en place dans l'aire d'étude puisque le réseau québécois n'a pas comme objectif premier la conservation des milieux humides. Ainsi, la sélection des UP avec les milieux humides d'intérêt n'a pas été influencée par l'obligation de considérer ces aires dans la conception des réseaux (dans *Marxan*, *status = lock in*).

2.4 Résultats

2.4.1 Cartographie des milieux humides

La cartographie des milieux humides de l'Abitibi-Témiscamingue (***figure 2.2***), à partir des données du 4^{e} inventaire écoforestier du Québec méridional, a révélé que 28 087 km² (43% de la région administrative) était recouverte de milieux humides et d'eau profonde. De ce nombre, 7 418,67 km^2 (11,4%) sont des milieux humides plutôt aquatiques (lacs, étangs, mares, rivières, réservoirs) et 20 668,55 km^2 (31,8%) sont des milieux humides plutôt terrestres (dénudés humides, marécages, tourbières) (***tableau 2.4***). De plus, la longueur totale des ruisseaux permanents ou intermittents est estimée à 76 091,11 km pour l'ensemble de la région.

Tableau 2.4 Superficie des milieux humides selon les données de la carte écoforestière du 4e décennal pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue.

Types de milieux humides	Superficie (km^2)
Réservoir	1 878
Lac	4 868
Étang	425
Mare	35
Rivière	213
Marécage arbustif	1 204
Marécage inondé	867
Dénudé humide (tous les types)	211
Marécage arboré pauvre	7 645
Marécage arboré riche	2 722
Tourbière ombrotrophe	6 915
Tourbière minérotrophe	1 104
TOTAL	**28 087**
Type de ruisseaux	**Longeur (km)**
Cours d'eau permanent	31 792
Cours d'eau intermittent	44 299
TOTAL	**76 091**

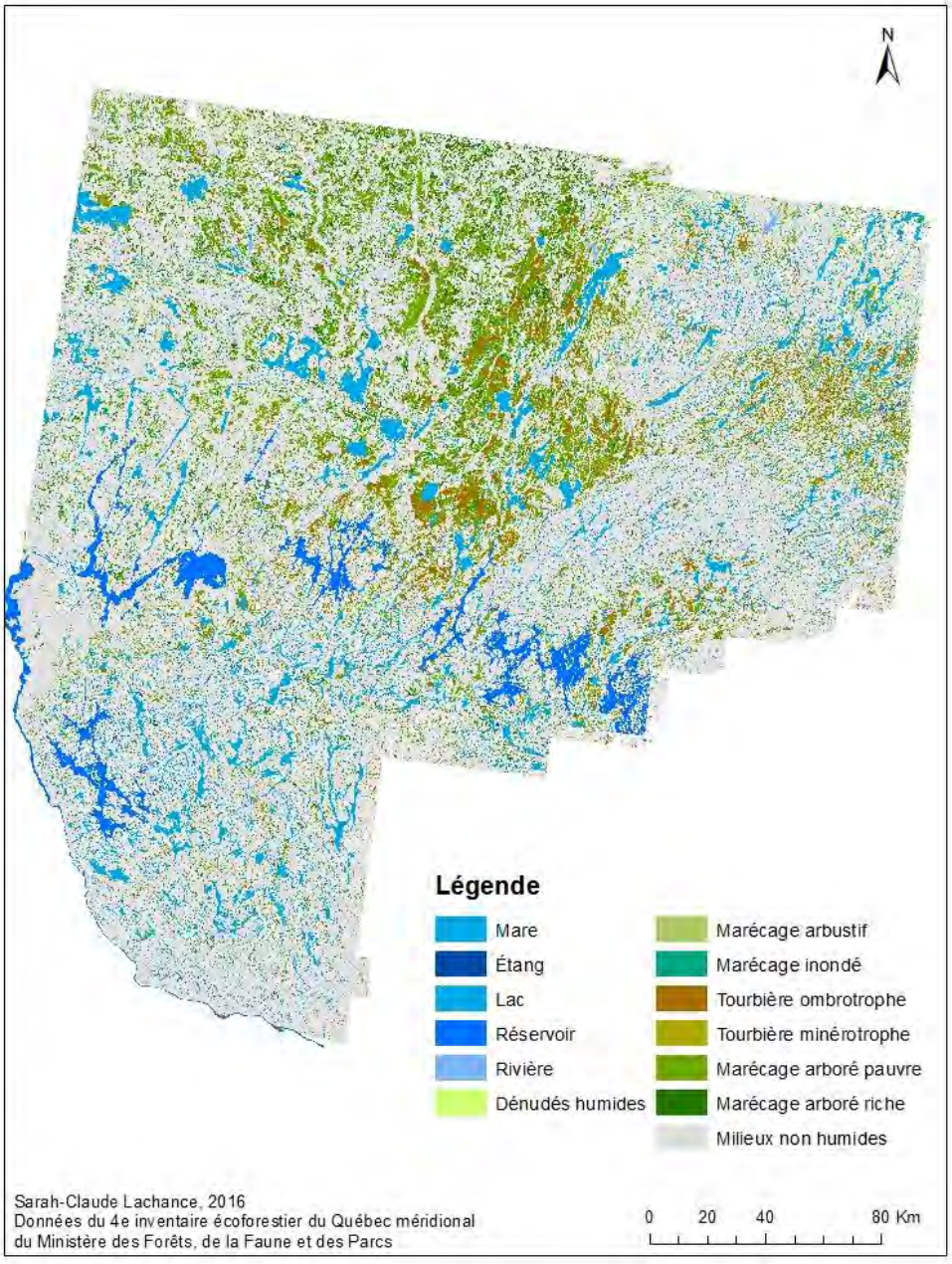


Figure 2.2 Cartographie des milieux humides et d'eau profonde de l'Abitibi-Témiscamingue.

2.4.2 Modélisation de l'abondance potentielle de sauvagine

Plusieurs modèles d'abondance ont été produits, d'abord, la modélisation totale des huit espèces de sauvagine (modèle WTFL (pour *waterfowl* i.e sauvagine)), a prédit une abondance potentielle de 40 567 équivalents couples-nicheurs (ECN), pour une moyenne générale de 0,61 ECN/km^2 (*figure 2.3*). Par la suite, un modèle prédictif a été réalisé pour chaque espèce individuelle; la somme des huit simulations prédit plutôt une abondance potentielle de 38 120 ECN, pour une moyenne générale de 0,59 ECN/km^2 (*tableau 2.5*). Malgré la légère divergence entre les deux prédictions, les résultats concordent avec les estimations de Lemelin et al. (2010). L'espèce la plus abondante en Abitibi-Témiscamingue était de loin le Canard noir, suivi par le Canard colvert et le Fuligule à collier. Chaque espèce était répartie assez uniformément dans l'aire d'étude, les densités de couples nicheurs ne dépassant jamais les 7 ÉCN par 4 km². La cartographie de l'abondance potentielle et de la distribution des espèces de sauvagine individuelles sont jointes en *Annexe B*.

Tableau 2.5 Abondance potentielle de 8 espèces de sauvagine (équivalents couples-nicheurs) pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue.

Espèce	Abondance (ECN)
Canard noir	12 725
Canard colvert	7 205
Fuligule à collier	5 575
Garrot à l'œil d'or	3 558
Sarcelle d'hiver	3 073
Grand Harle	2 705
Harle couronné	2 015
Bernache du Canada	1 264
TOTAL (modèles individuels)	**38 120**
TOTAL (modèle WTFL, toutes les espèces de sauvagine)	**40 567**

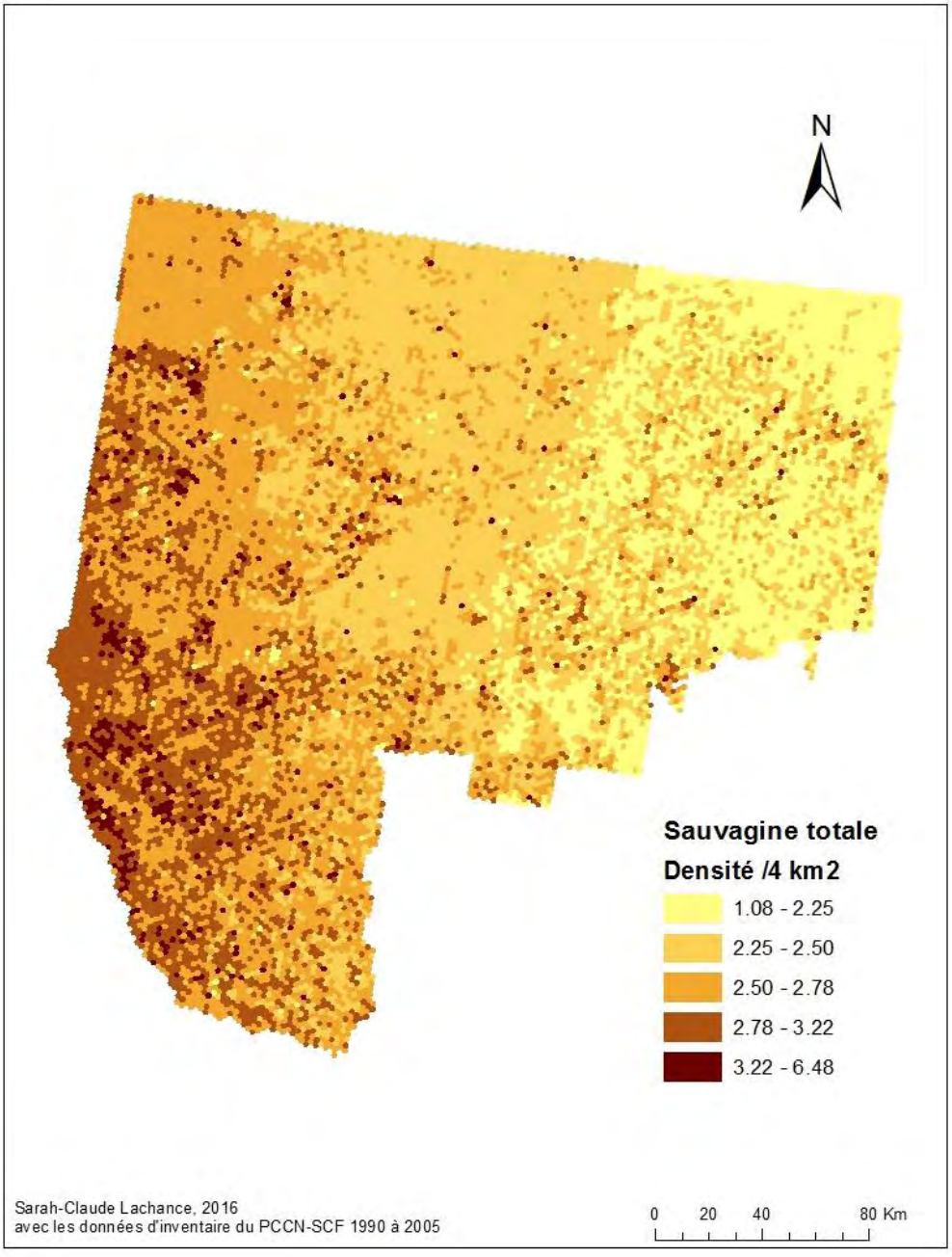


Figure 2.3 Cartographie de l'abondance potentielle et de la distribution des huit espèces de sauvagine en Abitibi-Témiscamingue (modèle WTFL, pour toutes les espèces de sauvagine).

2.4.3 Complémentarité des approches de conservation

Parmi les vingt et un scénarios de réseau de conservation générés, les résultats suggèrent une augmentation quasi linéaire de la superficie de territoire nécessaire à protéger, en fonction de l'augmentation des cibles de protection (***figure 2.4)***. Il semble qu'une proportion de territoire constante de l'ordre de 5% à 10% soit nécessaire afin d'atteindre une cible de protection supérieure (par incrément de 10%). Pour les cibles de 10% et 70% respectivement, la superficie des réseaux MH variait entre 2 644 km^2 et 32 264 km^2, celle des réseaux SAU entre 6 224 km^2 et 44 856 km^2 et celle des réseaux combinés MH+SAU entre 6 268 km^2 et 44 900 km^2 (*tableau 2.6*). Le coût en km^2 d'une approche SAU et MH+SAU est alors sensiblement le même, alors que celui d'une approche MH est moindre pour les mêmes cibles.

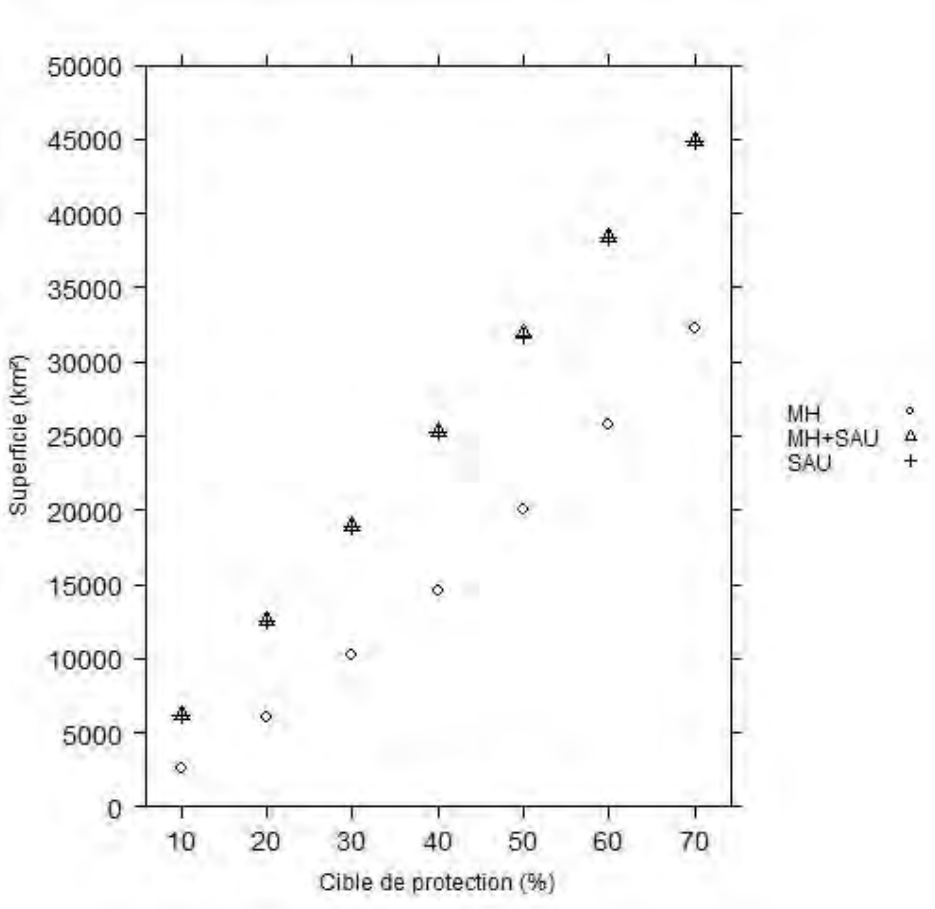


Figure 2.4. Superficie des réseaux de conservation (approches MH, SAU, MH+SAU) pour les vingt et un scénarios de conservation (selon les cibles de protection).

Nous avons analysé le chevauchement entre les UP retenues dans les vingt et un réseaux afin d'identifier l'irremplaçabilité des UP, donc les zones d'intérêt prioritaires à la conservation (*figure 2.5*). De façon générale, le patron de chevauchement des UP s'accroît exponentiellement avec l'augmentation croissante des cibles de protection.

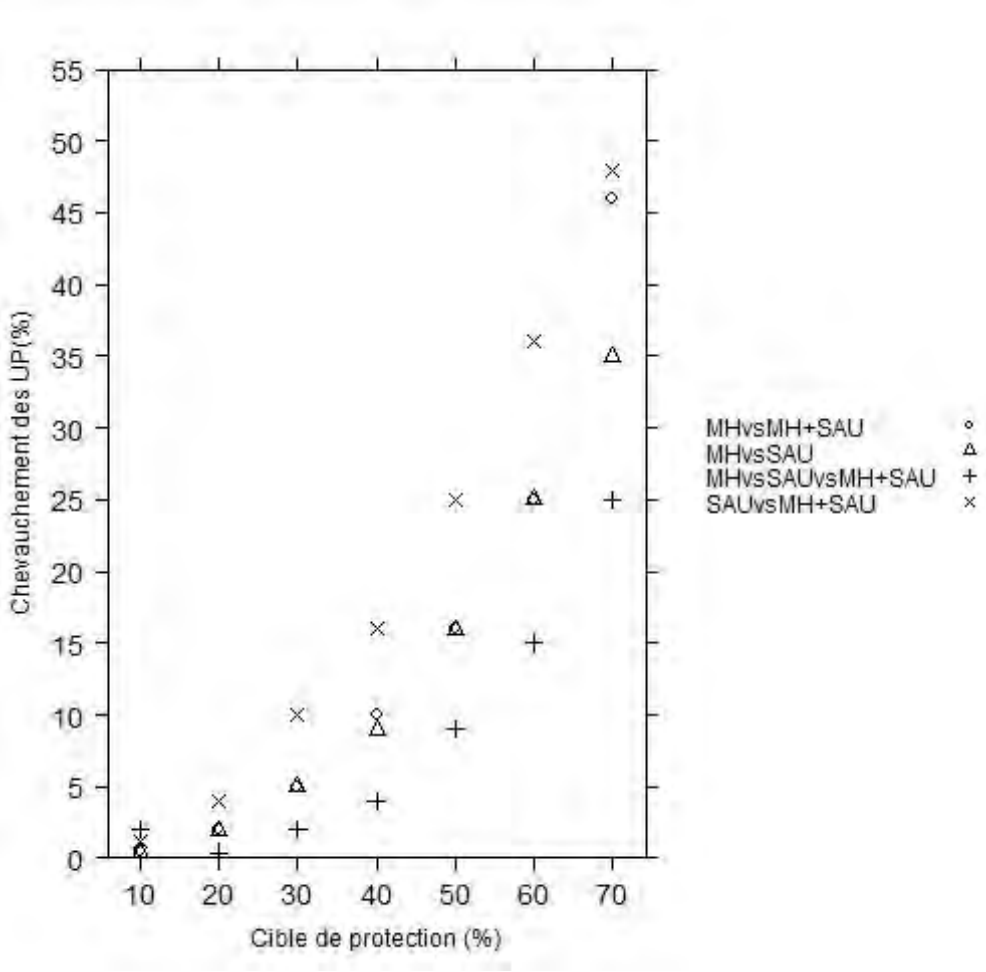


Figure 2.5 Chevauchement des UP sélectionnées dans les vingt et un scénarios de conservation (selon les cibles de protection), en fonction du type d'approche de réseaux de conservation (approches MH, SAU, MH+SAU comparées entre elles).

Il existe une correspondance relativement faible entre les UP sélectionnées dans les deux approches individuelles (MH vs SAU) sous les cibles de protection de 30% (similitude de < 0,05 entre les UP). Toutefois, pour les cibles supérieures à 30%, le chevauchement croît jusqu'à une similitude maximale de 0,35. La comparaison des approches individuelles avec l'approche combinée (pour (MH vs MH+SAU) et (SAU vs MH+SAU)) a révélé un chevauchement accru entre l'approche SAU et l'approche

combinée, comparativement à l'approche MH. La similitude maximale des réseaux SAU avec les réseaux MH+SAU est de 0,49 à une cible de protection maximale de 70% (comparativement à 0,36 pour l'approche MH). Lorsque les trois approches étaient confrontées ensemble (MH vs SAU vs MH+SAU), la similitude entre les UP pour les cibles de protection de moins de 50% est encore plus faible (similitude < 0,09), même pour la cible de 70% où seulement le quart des UP se chevauchaient.

Nos résultats démontrent que les zones prioritaires pour la conservation sont très variables en fonction de l'approche testée et de l'attribut écologique mis en valeur (milieux humides ou sauvagine). Nous avons extrait deux types de résultats suite aux analyses avec *Marxan*, d'abord la jointure de toutes les « meilleures solutions » de réseaux proposés pour chaque cible de protection (*figure 2.6a*) et la jointure de la fréquence moyenne de sélection des UP (100 répétitions avant de trouver la « meilleure solution ») (*figure 2.6b*). Ces deux types de résultats nous fournissent des informations différentes sur les secteurs d'intérêt de protection de chaque attribut. Nous constatons que généralement, ce ne sont pas les mêmes UP qui sont retenues pour constituer les « meilleures solutions » de réseaux de conservation dans une approche MH vs approche SAU. Nous avons défini qu'une UP est prioritaire si elle est sélectionnée minimalement pour 6 des 7 meilleurs scénarios (irremplaçabilité à 85%) (*figure 2.6a*). Dans l'approche individuelle MH, 1 305 UP (5 220 km^2) sont prioritaires et elles concordent avec les secteurs de haute fréquence de sélection globalement. Ces secteurs sont majoritairement constitués de milieux humides « rares » en termes de superficie selon notre cartographie (mare, étang, dénudé humide) ou ceux à distribution plus concentrée (marécages arborés) dans le territoire. Dans le cas de l'approche SAU, malgré plus de 1 974 UP prioritaires (7 896 km^2), il ne semble pas y avoir de zones particulièrement irremplaçables en se fiant à la *figure 2.6a*. Par contre, on observe distinctivement deux zones où la fréquence moyenne de sélection des UP est accrue (*figure 2.6b*). Ceci peut être expliqué par l'absence de zones à très forte concentration

de sauvagine, puisqu'elle niche à une densité faible et assez uniforme sur le territoire. Les UP prioritairement sélectionnées sont alors celles avec le plus grand nombre de couple-nicheurs par 4 km^2, majoritairement dans le nord-ouest et le sud-ouest de l'Abitibi-Témiscamingue. Pour l'approche combinée, seulement 299 UP (1 196 km^2) sont prioritaires. De ce nombre, 112 UP (448 km^2) se recoupent avec les sites prioritaires difficilement remplaçables de l'approche MH et 69 UP (276 km^2) avec l'approche SAU. Globalement le patron de sélection des UP ressemble plus à celui de l'approche SAU, mais les limitations induites par la distribution de chaque type de milieux humides semblent avoir une influence.

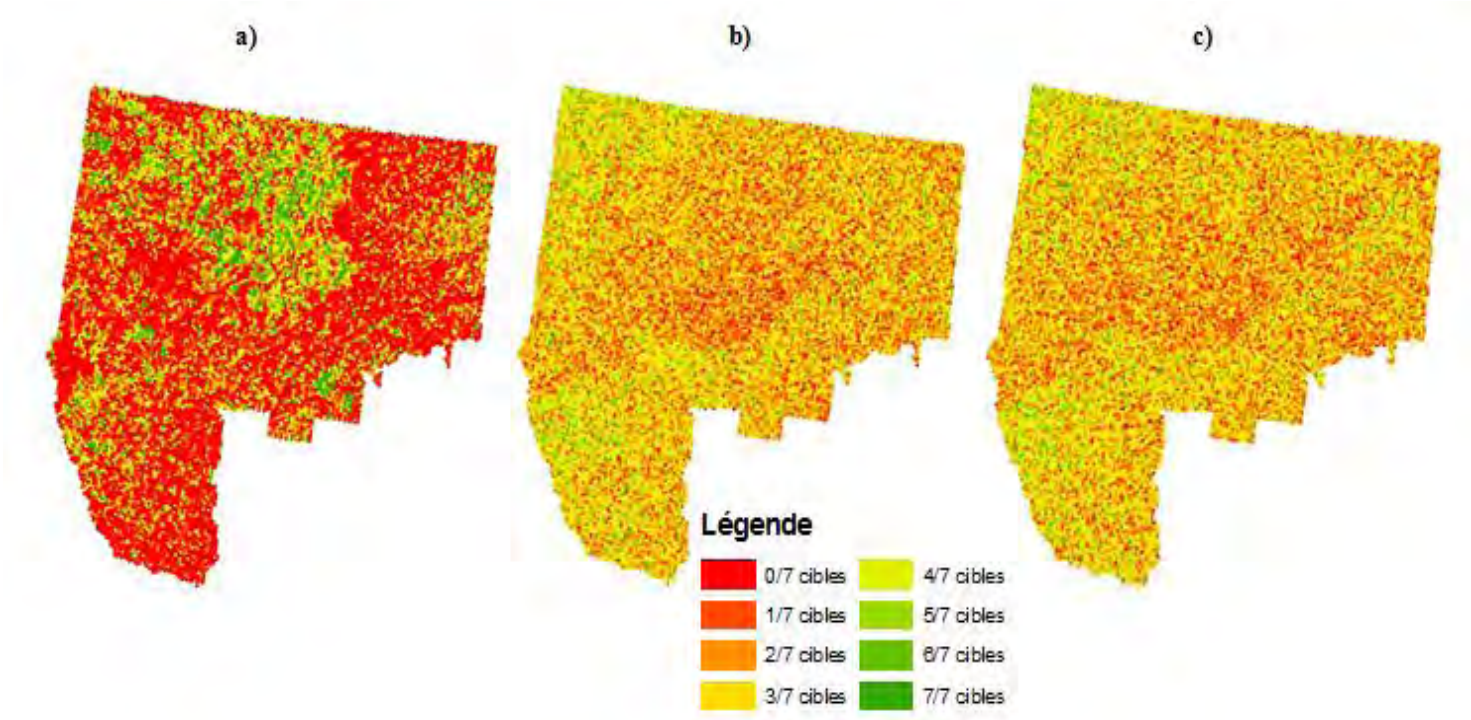


Figure 2.6a Cartographie de priorisation qui donne une mesure de l'irremplaçabilité des UP prioritaires dans les sept scénarios de conservation de a) l'approche MH, b) l'approche SAU et c) l'approche combinée MH+SAU.

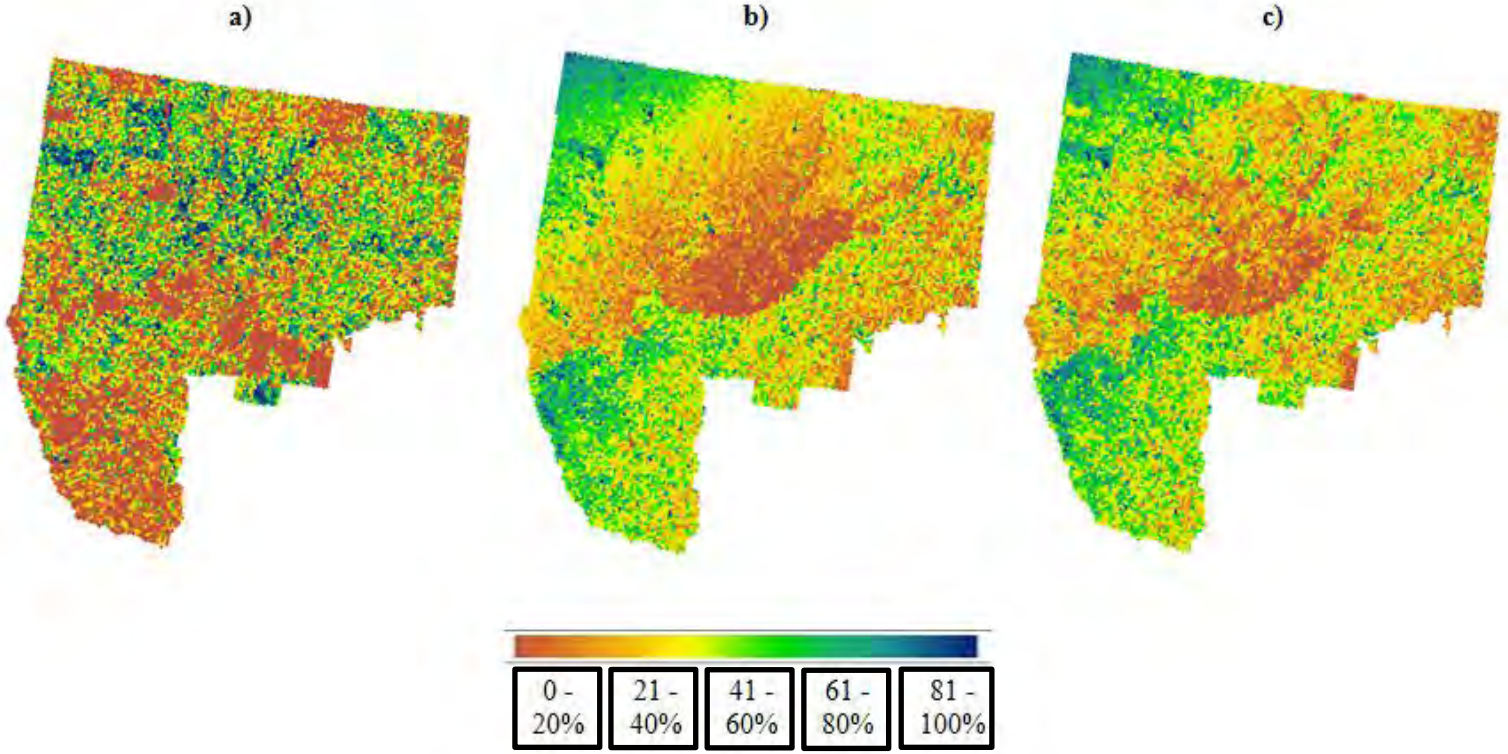


Figure 2.6b Cartographie de la fréquence moyenne de sélection des UP (possibilité de 0 à 100) dans les sept scénarios de conservation de a) l'approche MH, b) l'approche SAU et c) l'approche combinée MH+SAU.

Nous avons évalué l'efficacité de la protection indirecte des approches individuelles sur l'autre variable de biodiversité (protection de la sauvagine dans l'approche MH et vice versa) (*tableau 2.6*). Nous avons jugé que seuls les scénarios où la cible de protection était remplie (>0,90) pour l'ensemble des attributs écologiques étaient acceptables. Par exemple, le nombre total d'individus de sauvagine étant de 38 120 ECN; pour protéger 10% de la sauvagine, il faut 3 812 ECN et nous acceptons une protection minimale de 3 430 ECN (soit 0,90 de la cible de 10%).

Ainsi, il semble que l'approche individuelle MH ne remplit pas les objectifs quantitatifs minimaux de protection par rapport à la sauvagine et ce peu importe la cible de protection testée. L'approche individuelle SAU réussit quant à elle à protéger la majorité des objectifs quantitatifs de milieux humides, à l'exception surprenament de la cible de 10%. C'est toutefois l'approche combinée qui réussit à protéger la plus grande quantité de milieux humides et de sauvagine, au-delà même des objectifs quantitatifs désirés. Certes si l'approche MH+SAU est prise séparément, elle est plus coûteuse en termes de superficie que l'approche individuelle MH ou SAU. Néanmoins, le but premier de notre démarche de planification systématique de conservation est de protéger les milieux humides et la sauvagine. Dans cette optique, nous avons joint les réseaux parallèles de l'approche MH et SAU, tout en éliminant les UP se chevauchant, afin de comparer la superficie des réseaux résultants avec celle des réseaux de l'approche combinée. Il en résulte que la planification intégrée d'un seul réseau de conservation combiné est en moyenne moins coûteuse en km^2 (*figure 2.7*). En planifiant en parallèle la protection des milieux humides et de la sauvagine, donc en créant deux réseaux individuels, c'est en moyenne plus de 7 337 km^2 qui sont requis, soit une superficie supplémentaire de 32% comparativement à l'approche combinée. Les résultats sont alors conformes à la prédiction de notre hypothèse 1.1.

Tableau 2.6 Comparaison de la superficie et de la quantité de milieux humides (km^2) et de sauvagine (ECN) protégés de chaque réseau de conservation, par rapport aux cibles de protection fixées.

Cibles de protection (objectif visé)	Approche MH	Approche SAU	Approche MH+SAU
Cible de 10%			
SAU : 3 812 ECN	1 548 ECN (-)	3 834 ECN (+)	3 824 ECN (+)
MH : 2 701 km^2	2 659 km^2 (±)	2 409 km^2 (-)	2 720 km^2 (+)
Superficie réseau :	*2 644 km^2*	*6 224 km^2*	*6 268 km^2*
Cible de 20%			
SAU : 7 625 ECN	3 601 ECN (-)	7 658 ECN (+)	7 654 ECN (+)
MH : 5 402 km^2	5 323 km^2 (±)	4 935 km^2 (±)	5 516 km^2 (+)
Superficie réseau :	*6 088 km^2*	*12 524 km^2*	*12 572 km^2*
Cible de 30%			
SAU : 11 436 ECN	6 124 ECN (-)	11 484 ECN (+)	11 476 ECN (+)
MH : 8 103 km^2	8 069 km^2 (±)	7 595 km^2 (±)	8 218 km^2 (+)
Superficie réseau :	*10 244 km^2*	*18 888 km^2*	*18 928 km^2*
Cible de 40%			
SAU : 15 249 ECN	8 768 ECN (-)	15 305 ECN (+)	15 294 ECN (+)
MH : 10 804 km^2	10 753 km^2 (±)	10 139 km^2 (±)	11 001 km^2 (+)
Superficie réseau :	*14 624 km^2*	*25 264 km^2*	*25 332 km^2*
Cible de 50%			
SAU : 19 061 ECN	11 980 ECN (-)	19 101 ECN (+)	19 081 ECN (+)
MH : 13 505 km^2	13 471 km^2 (±)	12 817 km^2 (+)	13 576 km^2 (+)
Superficie réseau :	*20 012 km^2*	*31 724 km^2*	*31 852 km^2*
Cible de 60%			
SAU : 22 873 ECN	15 419 ECN (-)	22 908 ECN (+)	22 895 ECN (+)
MH : 16 206 km^2	16 108 km^2 (±)	15 959 km^2 (±)	16 343 km^2 (+)
Superficie réseau :	*25 780 km2*	*38 392 km2*	*38 444 km2*
Cible de 70%			
SAU : 26 686 ECN	19 287 ECN (-)	26 717 ECN (+)	26 704 ECN (+)
MH : 18 907 km^2	18 800 km^2 (±)	18 480 km^2 (±)	19 008 km^2 (+)
Superficie réseau :	*32 264 km^2*	*44 856 km^2*	*44 900 km^2*

(-) : inférieur la cible, (±) : inférieur à la cible, mais compris dans l'intervalle acceptable de >0,90, (+) : supérieur à la cible

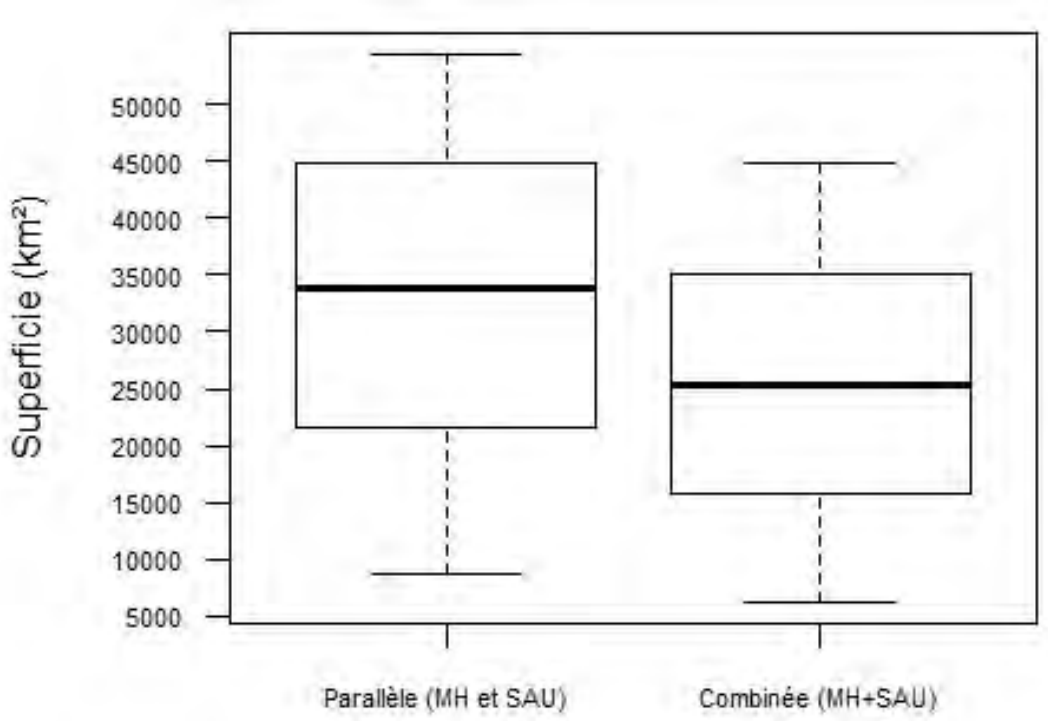


Figure 2.7 Superficie moyenne des réseaux de conservation pour atteindre les sept cibles de protection selon une approche en parallèle (jointure des réseaux MH et SAU, N = 14) ou combinée (MH+SAU, N = 7).

Pour la congruence entre les réseaux MH et SAU, l'hypothèse nulle était qu'il n'y avait pas de différence significative entre la superficie moyenne de l'ensemble des réseaux combinés partiels (MH+*x*SAU, quarante-huit scénarios au total, *x* = nombre d'espèces considérées). Suite à une analyse de variance (ANOVA de Welch), nous rejetons l'hypothèse nulle ($F = 14.107$, $DF = 5$ et 18.923, $p < 0{,}001$), i.e. il existe une différence significative entre la superficie moyenne d'au moins un des groupes de réseaux MH+*x*SAU. En effet, le test de Games Howell a identifié que le groupe avec une espèce de sauvagine (MH+1SAU) était significativement différent de tous les autres groupes ($p < 0{,}05$). De même, le groupe avec deux espèces de sauvagine (MH+2SAU) était significativement différent des groupes à cinq et six espèces de sauvagine (MH+5SAU et MH+6SAU) ($p < 0{,}05$). Il en demeure que pour les réseaux de tous les autres groupes

(*x* = trois à six espèces), l'hypothèse nulle n'est pas rejetée (p > 0,05), indiquant qu'il n'y a pas de différence significative de superficie moyenne des réseaux entre ces groupes (MH+3SAU à MH+6SAU). Il semble bel et bien que la complémentarité entre les réseaux MH et SAU augmente avec le nombre d'espèces de sauvagine considérées et ce à partir de trois espèces de sauvagine (*figure 2.8*). Ces résultats sont conformes à la prédiction de notre hypothèse 1.2.

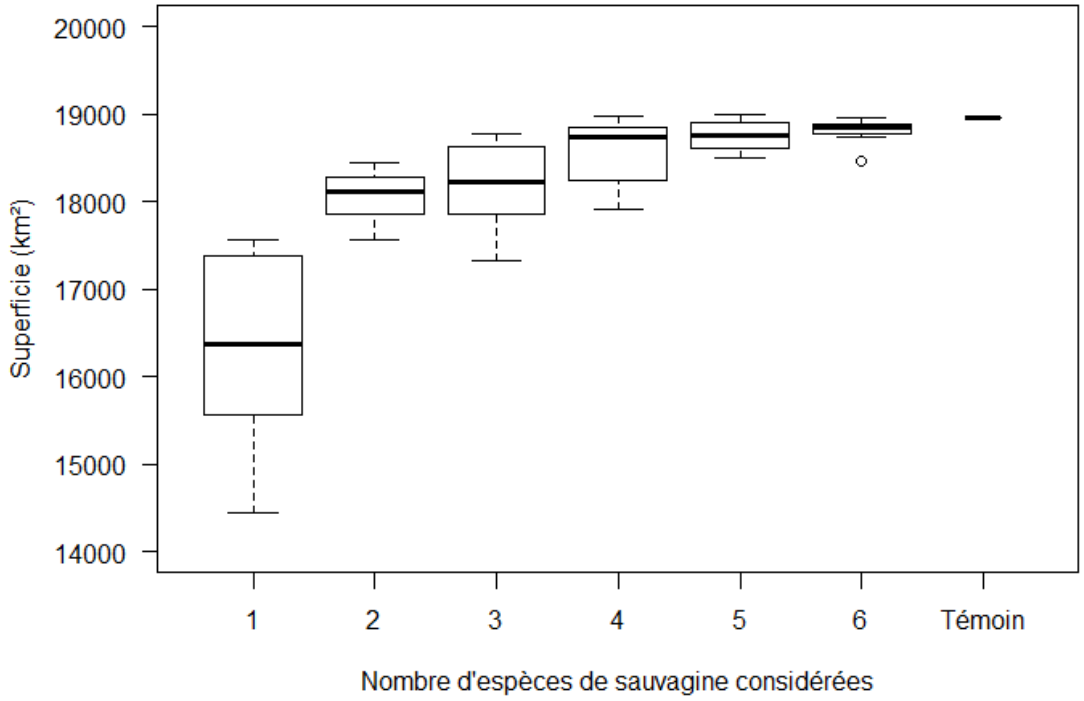


Figure 2.8 Comparaison de la superficie moyenne des 48 réseaux combinés partiels (MH+*x*SAU, *x* = nombre d'espèces considérées); N = 8 scénarios par groupe et le scénario témoin de l'approche combinée MH+SAU à 8 espèces.

2.4.4 Effet de l'activité minière sur les possibilités de conservation

Les titres miniers d'exploitation englobaient 240 UP (960 km^2) et 9 185 UP recoupaient des titres d'exploration (36 740 km^2). Au total, les titres d'exploitation affectaient environ 2 350 ECN (6% de l'abondance de sauvagine estimée) et 551 km^2 (2% des milieux humides en excluant les cours d'eau), alors que les titres d'exploration affectaient 29 860 ECN (74% de l'abondance de sauvagine estimée) et 16 136 km^2 (57% de milieux humides en excluant les cours d'eau). De plus, 0,84 des UP prioritaires de l'approche MH (1 099/1 305 UP), 0,75 des UP de l'approche SAU (1 484/1 974 UP) et 0,79 des UP de l'approche MH+SAU (236/299 UP), respectivement, étaient sous contrainte minière.

Nous avons analysé les changements survenus dans la superficie des réseaux d'abord en excluant totalement les UP avec des titres d'exploitation, puis les titres d'exploration. Comme pour l'hypothèse 1.1, nous obtenons une augmentation quasi linéaire de la superficie de territoire nécessaire à protéger en fonction de l'augmentation des cibles de protection. Pour les cibles de 10% et 70% respectivement, la superficie des réseaux (sans baux miniers) MH variait entre 2 688 km^2 et 32 636 km^2, celle des réseaux SAU entre 6 240 km^2 et 44 815 km^2 et celle des réseaux combinés MH+SAU entre 6 272 km^2 et 44 900 km^2. Comme pour la différence de superficie totale des réseaux de conservation sans contrainte minière (*figure 2.4*), nous observons avec ceux excluant les titres miniers d'exploitation que l'approche MH semble la plus sensible et requiert un coût moyen supplémentaire (ici : 127 km^2) pour remplir les mêmes cibles (*figure 2.10a*). Autant l'approche SAU que combinée MH+SAU semblent bien compenser la contrainte des baux miniers, avec un coût moyen supplémentaire respectif de 11 km^2 et 8 km^2 (*figure 2.10a*). Cette résilience accrue est probablement liée à la distribution faible et uniforme de la sauvagine sur le territoire, i.e. absence de « points chauds (*hotspots*) », il est alors passablement aisé de remplacer les UP

indisponibles. À noter que pour les vingt et un scénarios, toutes les cibles de protection étaient atteintes et ce peu importe les modifications de configuration des réseaux.

En raison de sa plus grande efficacité à atteindre les cibles de protection, nous avons poursuivi les scénarios uniquement avec l'approche combinée (*figure 2.9*). Avec l'exclusion de la totalité des titres miniers d'exploration, le maximum de territoire disponible sur l'aire d'étude était d'environ 27 000 km^2. Ce plafond a fait en sorte que les cibles de protection au-delà de 40% n'étaient plus réalisables, par manque d'UP. Pour les cibles de 10% et 30% respectivement, la superficie des réseaux combinés (sans claims miniers) variait entre 6 360 km^2 et 21 712 km^2 (*figure 2.9*), représentant un coût moyen supplémentaire respectif de 92 km^2 et 2 784 km^2 par rapport aux réseaux sans contrainte minière (*figure 2.4*).

Nous avons répété l'exercice en simulant l'effet de l'exclusion d'une proportion croissante d'UP pour quantifier l'effet de l'accroissement de la pression minière (*figure 2.10b*). Encore une fois, nous avons jugé que seuls les scénarios où la cible de protection était remplie > 0,90 était acceptable, dans le cas contraire, le scénario était rejeté. Les résultats suggèrent une augmentation exponentielle des coûts en km^2, en lien avec l'augmentation de la proportion des UP exclues. Avec une pression de moins du tiers (0,35 des claims), il n'y a pas d'impact sur l'atteinte des cibles et lorsque cette proportion augmente à 0,55 des claims, uniquement la cible de 70% n'est plus accomplie. Par contre, en excluant plus de 0,75 des claims, l'impact est important et seules les cibles de 10% et 20% demeuraient réalisables.

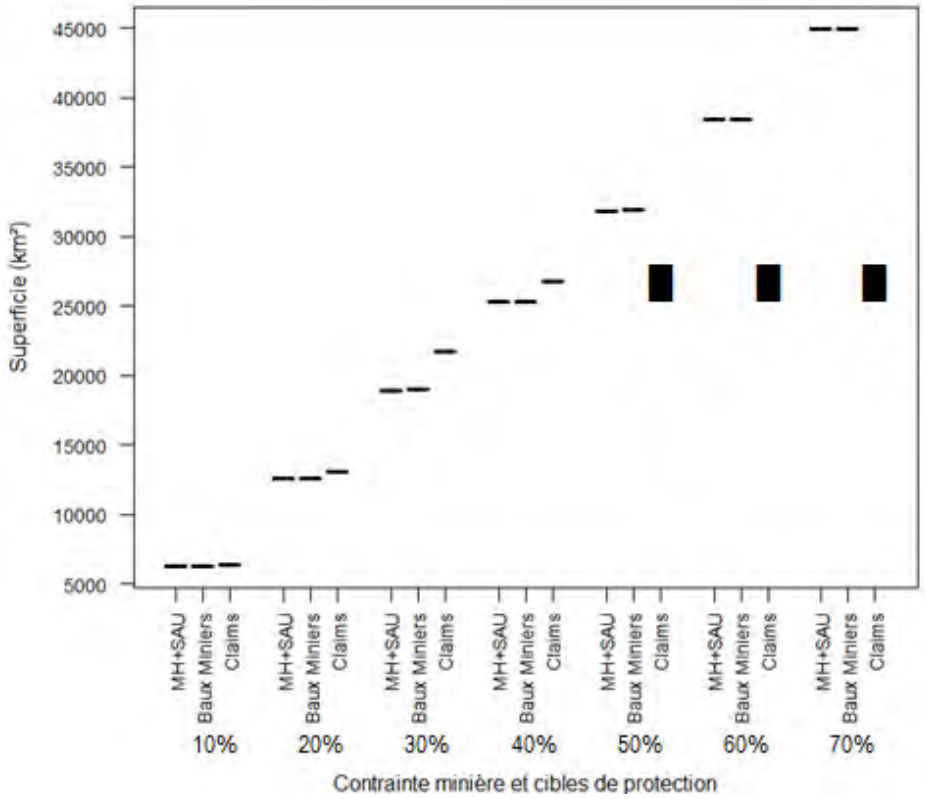


Figure 2.9 Superficie des réseaux de conservation de l'approche combinée sans contrainte minière (MH+SAU), des réseaux excluant les UP avec titres miniers d'exploitation (baux minier) et des réseaux excluant les UP avec titres miniers d'exploration (claims) pour chaque cible de protection. Les ▉ correspondent à la non-faisabilité des scénarios (cibles non remplies).

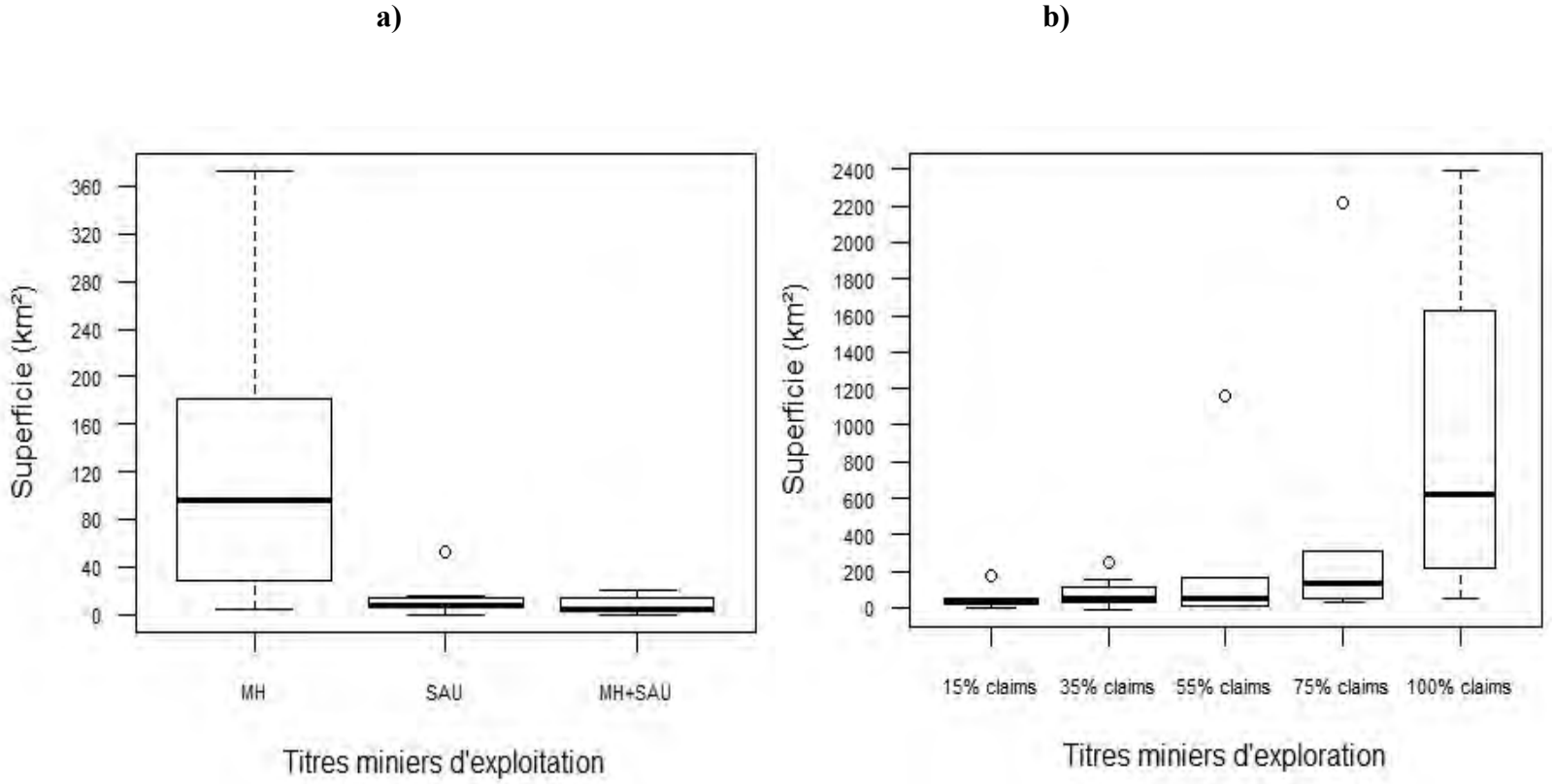


Figure 2.10 Différence de la superficie moyenne (toutes les cibles de protection) entre les réseaux de conservation sans contrainte minière et les réseaux excluant a) les titres miniers d'exploitation (approches MH, SAU et MH+SAU); b) les titres miniers d'exploration à une proportion croissante (approche MH+SAU).

2.5 Discussion

2.5.1 Complémentarité des approches de conservation

Dans notre étude de cas, l'approche individuelle MH était en moyenne la moins coûteuse en terme de superficie. Les réseaux MH assuraient une protection indirecte partielle des objectifs quantitatifs de sauvagine (évalués entre 0,41 et 0,72, comparativement au seuil d'acceptation de >0,90) (*tableau 2.6*). On pourrait en conclure que la protection unique des milieux humides, comme capital naturel, via de petites aires protégées, ne suffit pas à conserver des cibles comparables pour la sauvagine et ses bénéfices comme services écologiques, tandis que l'approche individuelle SAU peut assurer une protection indirecte efficace de la diversité des milieux humides. Nos résultats suggèrent que la sauvagine présente des caractéristiques de protection de type « parapluie » pour les milieux humides. Cependant, nous ne croyons pas qu'il soit possible de conclure à partir de nos résultats que le fait d'assurer la protection des bénéfices (services écologiques) en toutes circonstances puisse protéger optimalement le capital naturel. Ce constat est partagé par Cimon-Morin et al. (2013) et peut être appuyé par les résultats des scénarios de réseaux SAU pour la cible de 10%, où la protection indirecte des milieux humides n'est pas remplie malgré le fait que ce soit la cible de conservationla moins exigeante. Nous supposons que la densité faible et uniforme de sauvagine sur le territoire biaisait la représentativité des milieux humides et que ce résultat est unique à l'étude de cas, sans être extrapolable pour tous les bénéfices naturels. Dans la région d'étude, il ne semblait pas avoir de « meilleurs sites » (*hotspots*) de sauvagine, il était donc nécessaire de protéger un nombre élevé d'UP pour atteindre la cible, sur-évaluant la protection envers les milieux humides. Comme c'était le cas dans notre aire d'étude, la congruence entre les sites d'intérêt pour la biodiversité des milieux humides et les services écologiques issus de la sauvagine peut s'avérer limitée (Cimon-Morin et al., 2013). Il serait cependant

intéressant de refaire l'exercice avec un type de bénéfice ayant une distribution différente, pour mieux évaluer le rendement de l'approche.

Globalement, une planification de la conservation par une approche combinée (MH+SAU) permet de répondre plus efficacement aux besoins conjoints de protection du capital naturel (milieux humides) et des bénéfices (sauvagine). La quantité de milieux humides et de sauvagine inclue dans les réseaux combinés étaient toujours égale ou supérieure à celle définie par la cible, comparativement à celle des deux autres approches individuelles (*tableau 2.6*). L'avantage majeur de l'approche combinée réside dans la certitude que les attributs de biodiversité voulus seront effectivement inclus dans le réseau proposé aux gestionnaires. C'est par contre l'approche nécessitant la plus grande superficie de territoire pour remplir les cibles de protection. Il en demeure néanmoins que la planification de la conservation conjointe des milieux humides et de la sauvagine par un réseau combiné reste plus économe en terme de superficie que la planification de deux réseaux individuels en parallèle. Le coût supplémentaire en superficie d'une planification en parallèle s'apparente à une relation exponentielle inversée : plus la cible de protection est faible, plus la différence de superficie entre les approches est grande. Ce constat n'est pas surprenant vu le faible taux de chevauchement entre les UP sélectionnées dans les réseaux MH et SAU, surtout aux cibles de < 40%. Il semble alors que les réseaux de capital naturel et de leurs bénéfices ne soient pas congruents lorsqu'ils sont considérés indépendemment. Historiquement, en conservation de l'environnement, les objectifs fixés sont de l'ordre du 10-12% (Svancara et al., 2005), or c'est aussi à cette cible que la différence de superficie entre l'approche en parallèle (MH et SAU) et l'approche combinée (MH+SAU) est maximale. Nous avons ainsi démontré que la planification conjointe de la conservation du capital naturel et des bénéfices dans de petites aires protégées est moins coûteuse que la planification en parallèle de deux réseaux pour chaque variable.

En planifiant séparément, nous avons constaté que le réseau en parallèle nécessitait une proportion supplémentaire de plus de 32% de territoire pour atteindre les mêmes cibles de protection.

Même si les réseaux individuels (MH et SAU) n'étaient pas totalement congruents lorsque pris en compte indépendemment, nos résultats suggèrent que la complémentarité dans les réseaux combinés augmente en fonction du nombre d'espèces de sauvagine. Cette relation est intuitivement évidente, mais elle n'avait jamais été démontrée à notre connaissance. Ainsi, les caractéristiques de base décrivant un réseau combiné étaient l'ensemble des milieux humides et au minimum trois espèces de sauvagine, peu importe lesquelles. Les superficies moyennes finales des réseaux avec de trois à huit espèces de sauvagine n'étaient pas significativement différentes entre elles (MH+xSAU = MH+8SAU, x = 3 à 6), il n'y avait que les réseaux avec une ou deux espèces de sauvagine qui étaient significativement différents. La représentativité de la diversité de sauvagine était donc très limitée lorsqu'une seule espèce était considérée, mais elle augmentait rapidement après l'ajout d'une deuxième espèce, jusqu'à devenir asymptotique avec trois espèces au total (*figure 2.8*). Peu importe la combinaison d'espèces de sauvagine testée, la tendance restait la même. Comme Lemelin et al. (2010) le stipulaient dans leurs travaux, toutes les espèces à l'étude sélectionnaient fortement les cours d'eau (cartographiés comme entités linéaires). Notre aire d'étude comprend plus de 76 091 km de cours d'eau permanents ou intermittents distribués de façon uniforme dans la région. Il n'est pas surprenant de constater que les UP retenues avec des milieux humides connectés hydrographiquement par un cours d'eau permettent d'englober les besoins d'habitats d'autres espèces, comparativement aux habitats isolés hydrographiquement.

Dans la pratique, le financement et l'acquisition de données de biodiversité complètes sont souvent limitées, constat qui va dans le même sens que celui de Roberge et

Algelstam (2004) suggérant d'utiliser des substituts pour maximiser les efforts de conservation. Nous avons testé si une des espèces de la région pouvait être qualifiée « d'espèce parapluie » i.e dont l'étendue de la niche écologique permet la protection des sept autres espèces de sauvagine. Nos résultats suggèrent que le Canard noir, qui est une espèce généraliste et très abondante de l'aire d'étude, protégeait le plus grand nombre de couples-nicheurs au total. Cependant, aucune espèce unique ne réussissait à protéger complètement l'ensemble de toute les espèces. Ce constat appuie les recherches dans la littérature de Roberge et Angelstam (2004) voulant que le concept d'une seule espèce parapluie n'assurait pas nécessairement la protection des espèces coexistantes. Toujours en accord avec leurs travaux, nos résultats fournissent une preuve supplémentaire démontrant la pertinence d'une stratégie multi-espèces basée sur une analyse de sélection systématique afin de protéger un maximum de variables de biodiversité (Roberge et Angelstam, 2004, Lambeck R. J., 1997).

2.5.2 Effet de l'activité minière sur les possibilités de conservation

Il est difficile de fournir un constat simple de la conservation possible des milieux humides et de la sauvagine en Abitibi-Témiscamingue en considérant l'activité minière. L'intensification de l'industrie minière a bel et bien une incidence sur les possibilités de conservation à une échelle fine. Les résultats de notre étude de cas suggèrent deux seuils de protection, en accord avec la pression graduellement croissante des titres miniers. Il semble que la planification combinée de la conservation des milieux humides et de la sauvagine ait permis de compenser l'entièreté de la contrainte minière en augmentant la superficie des réseaux de 5-10%, sans compromettre la qualité de protection pour les cibles < 20%. Au-delà de cette cible, il n'était pas possible de générer des réseaux de conservation satisfaisant tous nos critères. En diminuant le nombre de titres miniers de moitié, il était alors possible de

protéger jusqu'à 60% des milieux humides et de la sauvagine. Nous restons néanmoins prudents quant à ces valeurs-seuils puisque nous avons spécifiquement décidé d'analyser l'impact d'un type d'information (titres miniers) pour un seul secteur d'activitée industrielle d'extraction de ressources naturelles. Nous n'avons pas effectué de relevé terrain pour évaluer l'impact réel des sites miniers actifs vs inactifs dans nos placette fictives (UP hexagonales). Nous voulions plutôt travailler avec les limitations administratives et légales lié à la désignation des titres miniers face à la conversion de territoire à des fins de conservation. Nous sommes ainsi conscients que de multiples facteurs ont délibérément été exclus de nos analyses. Afin de pousser l'exercice plus loin, il serait pertinent de prendre en compte l'intégrité écologique des milieux, le développement urbain, l'accès au territoire (réseau routier), l'activité d'autres industries (foresterie, hydro-électricité, hydrocarbures, etc), ainsi que les effets méconnus des changements climatiques.

La distribution spatiale entre les variables de biodiversité et les titres miniers avait une forte influence sur le ratio coût-protection dans les « meilleures solutions » de réseaux de conservation. Certes, nous reconnaissons qu'en utilisant la superficie comme substitut à une valeur monétaire d'acquisition de territoire, nous assumons à tort que le coût de conservation est homogène pour l'ensemble de l'aire d'étude (Naidoo et al., 2006, Ando et al., 1998, Polasky et al., 2005, Polasky et al., 2001). C'est d'ailleurs pourquoi nous avons ajouté les titres miniers puisqu'ils représentent un coût plus hétérogène et représentatif d'une contrainte réelle dans l'aire d'étude. Une forte corrélation spatiale entre les variables se traduit par un fort ratio coût-protection, or dans cette situation, ce sont les coûts qui prioriseront les « décisions » de conservation (via l'algorithme de sélection). Dans notre étude de cas, le ratio coût-protection était positivement corrélé, puisque plus que 0,59 des milieux humides et 0,80 de la sauvagine prédite se trouvaient sur les UP minières (42% du territoire). Pour toutes les approches de planification (MH, SAU et MH+SAU), c'était au minimum 0,75 des UP

dites prioritaires qui se trouvaient en conflit avec un titre minier. Or, on constate que la majorité des UP ayant le plus haut niveau d'irremplaçabilité ne se trouvaient pas systématiquement dans les solutions de réseaux de conservation (à cause de leur indisponibilité causé par les titres miniers), ce qui signifie qu'il était nécessaire de compenser par l'ajout de multiples UP pour assurer l'atteinte des cibles. Il est alors primordial de valider ce qui se trouve comme attributs écologiques sous chaque solution de réseaux de conservation. Dans la pratique, même si l'outil *Marxan* réussit à générer une ou plusieurs solutions, il est du devoir de l'utilisateur de pousser au-delà pour juger de l'efficacité et de la représentativité des attributs sélectionnées. Avec moins de 0,25 des UP prioritaires compris dans les « meilleures solutions » des réseaux de conservation, une fois l'exclusion des titres miniers, il est important de définir la notion de réussite dans nos objectifs premiers de conservation. *Marxan* est un outil d'aide à la décision, il ne faut donc pas négliger les analyses subséquentes des réseaux en sortie et encore moins négliger l'expertise des biologistes sur la biodiversité de leur territoire.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Afin d'assurer une synergie entre la conservation et l'exploitation des ressources sur un territoire, la mise en place d'un outil de gestion commun aux utilisateurs et aux gestionnaires d'une même région est nécessaire. L'approche de planification systématique de la conservation développée dans ce projet permet de répondre à ce besoin en tentant de minimiser le coût d'un réseau (superficie) et de maximiser les objectifs de conservation en minimisant les conflits avec l'activité industrielle. La démarche que nous proposons utilise différentes bases de données existantes, incorpore des objectifs de conservation réels et quantifie les choix de l'utilisateur face aux paramètres de sélection des aires candidates ou face à la contrainte imposée. La transformation des données biologiques (cartographie des milieux humides et modélisation d'abondance de sauvagine) couplée avec un système d'aide à la décision (*Marxan*) permet de réviser toutes nouvelles mesures d'aménagement de façon éclairer et à faible coût d'utilisation. Le résultat ultime de notre démarche permet d'identifier les sites prioritaires à la conservation en fournissant une ou plusieurs solutions de configuration spatiale de réseaux. Nous croyons fermement qu'un tel outil serait un atout majeur pour les gestionnaires autant pour concilier les différents enjeux régionaux que pour planifier l'extension du réseau d'aires protégées. Notre projet est une étude de cas bien précise au sein d'une région administrative, donc les résultats bruts (ex. valeurs seuils) qui en découlent ne sont pas directement extrapolables pour d'autres régions. Nous avons cependant démontré la faisabilité et la validité de l'approche dans une contexte de protection des milieux humides et de la sauvagine, en considérant la contrainte minière. Il est possible d'adapter la démarche pour toutes autres régions du Québec ou ailleurs dans le monde, en prenant en compte d'autres types de contraintes

(industrie forestière, exploitation de la tourbe, agriculture, coût d'acquisition de terres, etc) ou d'autres paramètres de configuration de réseau (connectivité, taille minimale des aires, etc).

Dans ce projet, nous avions avancé trois hypothèses en lien avec deux objectifs particuliers : 1) évaluer la complémentarité de différentes approches de réseaux de conservation de la diversité de milieux humides et de sauvagine; 2) évaluer les conséquences du développement de l'activité minière dans l'atteinte de cibles de protection pour les milieux humides et la sauvagine. Notre première prédiction a été validée : la protection unique du capital naturel (MH) ou des bénéfices (SAU) dans un réseau de petites aires protégées ne suffit pas pour protéger l'intégralité de leur diversité respective. Une planification combinée (MH+SAU) de la conservation du capital naturel et de ses bénéfices est moins coûteuse en terme de superficie que la planification en parallèle de deux réseaux pour chaque variable. Notre deuxième prédiction a également été validée : la superficie des réseaux de conservation combinés avec une ou deux espèces de sauvagine prise en compte était significativement différente de ceux avec plus de trois espèces de sauvagine. La complémentarité entre les réseaux de milieux humides et de sauvagine était limitée lorsqu'une seule espèce était considérée, mais elle augmentait rapidement, jusqu'à devenir asymptotique après l'ajout de trois espèces. Enfin, notre troisième prédiction s'est avéré partiellement correcte, dans la mesure où la qualité des réseaux diminuait au-delà des cibles de 20%. Néanmoins, la contrainte minière était en majorité compensée en augmentant la superficie des réseaux combinés de l'ordre de 5% -10%, sans compromettre la qualité de protection pour les cibles inférieures ou égales à 20%. En diminuant le nombre de titres miniers de moitié, il était alors possible de protéger jusqu'à 60% des milieux humides et de la sauvagine de l'aire d'étude.

Notre projet a permis d'accroître nos connaissances sur la distribution de l'abondance des milieux humides et de la sauvagine pour l'Abitibi-Témiscamingue. Ces données pourront entre autres être intégrées pour mieux répondre aux enjeux écologiques liés aux milieux humides de l'aménagement écosystémique dans les pratiques forestières, notamment via les processus d'identification des milieux humides à haute valeur de conservation dans le cadre de la certification forestière (par exemple la Forest Stewardship Council ou la Sustainable Forestry Initiative) ou plus directement dans les lignes directrices gouvernementales (Jetté et al., 2013). Au Québec, le MFFP souhaite identifier et caractériser les milieux humides d'intérêt selon des critères de rareté, d'intégrité et de contribution aux services écologiques. Les gestionnaires du MFFP pourraient ainsi s'inspirer de notre démarche pour répondre à ce mandat. Une autre application directe de ce projet touche le territoire du Plan Nord, au-delà du 49^{e} parallèle de la province de Québec, qui a comme priorité d'action de 1) d'assurer la protection de la biodiversité du territoire en consacrant, d'ici 2035, 50 % du territoire du Plan Nord à des fins autres qu'industrielles (20% en aires protégées strictes et 30% à l'abri de l'extraction de ressources naturelles); 2) mettre en valeur le potentiel économique du nord d'ici 2020; 3) soutenir le développement de l'ensemble des communautés sur le territoire. Les milieux humides au nord de la province sont majoritairement intègres à l'heure actuelle grâce à leur situation géographique éloignée des centres urbains. Le Plan Nord est alors une parfaite opportunité pour concilier la protection et le développement de la région à l'aide de notre outil de planification systématique de la conservation.

ANNEXE A – MÉTHODE DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES DU QUÉBEC BORÉAL À PARTIR DE LA CARTE ÉCOFORESTIÈRE DU 4E INVENTAIRE DÉCENNAL

Cette annexe est rédigée sous forme de rapport technique pour Canards Illimités Canada, en partenariat avec l'UQAT.

Sarah-Claude Lachance[1], Marcel Darveau[2] et Louis Imbeau[3]

1. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de recherche sur les forêts (IRF) et Canards Illimités Canada.
Courriel : s_lachance@ducks.ca ou sarah-claude.lachance@uqat.ca

2. Canards Illimités Canada et Université Laval.
Courriel : m_darveau@ducks.ca

3. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de recherche sur les forêts (IRF).
Courriel: louis.imbeau@uqat.ca

Rapport technique No *XX*
Canards Illimités – Programme Boréal
© Canards Illimités Canada 2017

ISBN
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2017
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Canada, 2017

Citation recommandée
Lachance, S.C., M. Darveau et L. Imbeau. 2017. Méthode de classification des milieux humides du Québec boréal à partir de la carte écoforestière du 4e inventaire décennal, Rapport technique *(sous presse)*, Canards Illimités Canada, 25 p.

RÉSUMÉ

La conservation des milieux humides est un enjeu de taille au Québec. Plusieurs secteurs d'activités anthropiques sont responsables de la dégradation passée et actuelle des milieux humides. Certes, il existe des procédures de compensation par la restauration ou la création de milieux humides, mais elles ne couvrent pas complètement les pertes nettes de ces écosystèmes. C'est pourquoi la prévention via la planification de la conservation est tout aussi importante. Pour accomplir efficacement un mandat de conservation sur un territoire aussi vaste que la forêt québécoise, il est nécessaire de développer un outil permettant de cartographier les milieux humides sur l'ensemble du territoire et d'effectuer des mises à jour fréquentes.

Des travaux au sein de l'équipe de Canards Illimités ont permis de répondre à ce besoin, d'abord par Breton et al. (2005, Rapport technique CIC-Québec Q2005-1) en adaptant une méthode de classification des habitats de la sauvagine par photo-interprétation (Rempel et al. 1997) de façon à l'utiliser avec la carte écoforestière québécoise. Par la suite, Ménard et al. (2006, Rapport technique CIC-Québec Q2006-3) ont amélioré cette approche en corrigeant certaines faiblesses typologiques et géomatiques. Il en a résulté un système de classification efficace, adapté au territoire québécois couvert par la carte écoforestière du 3^{e} inventaire décennal.

Afin de garder cet outil à jour, le présent rapport vise à ajuster la méthode de classification des milieux humides du Québec à partir de la carte écoforestière du 4^{e} inventaire décennal. Le système proposé contient toujours deux niveaux hiérarchiques : 1) la Classe (Aquatique, Rivage, Marécage, Dénudé Humide, Tourbière), et 2) le Système (Réservoir, Lac, Zone littorale, Étang, Mare, Lit de cours d'eau), pour un total de 22 types de milieux humides et 5 types de rivages exposés. Il permet de classer rapidement et à peu de frais les milieux humides du Québec. Bien que le système ait été conçu pour une étude sur la régionalisation des milieux humides du Québec, nous croyons qu'il sera également fort utile pour appuyer des études fauniques et comme outil de conservation, d'aménagement et de gestion du territoire. De même, il peut aussi être adapté à d'autres provinces canadiennes et compétences législatives, puisque les systèmes de cartographie forestière montrent souvent des similitudes.

INTRODUCTION

L'inventaire écoforestier québécois, initié en 1970, est dirigé par le Ministère de la Faune et des Parcs du Québec. Il permet d'acquérir des données écologiques et dendrométriques sur les différentes caractéristiques du milieu forestier. Ces données permettent d'estimer la productivité des forêts, mais aussi de caractériser la diversité écologique du territoire québécois. Le développement récent du système hiérarchique de classification écologique a permis d'étendre l'utilisation de l'inventaire et de ses produits. Grâce à l'éventail de connaissances acquises par l'inventaire écoforestier, il a notamment été possible de développer une méthode de classification des milieux humides forestiers.

En effet, pour accomplir efficacement un mandat de conservation sur un territoire aussi vaste que le Québec, il est nécessaire de développer un outil permettant de cartographier les milieux humides sur l'ensemble du territoire et d'effectuer des mises à jour fréquentes. Des travaux au sein de l'équipe de Canards Illimités ont permis de répondre à ce besoin, d'abord par Breton et al. (2005, Rapport technique CIC-Québec Q2005-1) en adaptant une méthode de classification des habitats de la sauvagine par photo-interprétation (Rempel et al. 1997) de façon à l'utiliser avec la carte écoforestière québécoise. Par la suite, Ménard et al. (2006, Rapport technique CIC-Québec Q2006-3) ont amélioré la méthode à partir des données de la carte écoforestière du 3^{e} inventaire décennal (Létourneau et al., 2009).

Depuis ces travaux, plusieurs changements ont été opérés dans le processus de compilation des données de l'inventaire. Par exemple, la production des résultats cartographique par peuplement, et non plus par strates regroupées, ainsi que l'ajout de données de classification écologique. Ces modifications permettent actuellement une

plus grande diversification dans la classification des milieux humides. Une distinction majeure dans le 4e inventaire a notamment été faite pour les tourbières qui sont maintenant identifiées comme fens ou bogs, au lieu d'être regroupées comme tourbières boisées.

Vu l'intérêt généré suite au rapport technique de Ménard et al. (2006), nous croyons qu'adapter la méthode de classification des milieux humides boréaux avec les données aujourd'hui à notre disposition est de mise pour continuer d'appuyer les études fauniques et les plans d'aménagement et de gestion du territoire.

DIFFÉRENCES ENTRE LES 3E ET 4E CARTES ÉCOFORESTIÈRES POUR LA CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES

Procédure de cartographie

Les cartes écoforestières sont produites à partir d'interprétation de photographies aériennes, en général refaites aux 10 ans. Depuis le début du quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional, les technologies d'acquisition des photographies aériennes, qui avaient peu changé depuis 30 ans, ont beaucoup évolué. Elles sont passées de l'utilisation de la photographie analogique, d'abord panchromatique (noir et blanc) puis infrarouge fausses couleurs (IRC) avec impression sur papier cartonné, à la photographie entièrement numérique dont le pixel équivaut à 30 cm au sol (MFFP et al., 2015c). La photo-interprétation est désormais réalisée au moyen d'un système informatisé de visualisation en trois dimensions (MFFP et al., 2015c). Au 3e inventaire, l'échelle des photos aériennes était de 1 : 15 840, alors que pour le 4e inventaire l'échelle est de 1 : 20 000. Malgré ce changement d'échelle, la précision dans l'unité minimale cartographiable des plans d'eau a augmenté, passant de 1,0 ha à 0,1 ha. L'identification des milieux humides ayant une superficie inférieure à 1 ha s'est donc considérablement raffinée. La préoccupation émise par Ménard et al. (2006), liée au fait qu'une photo ne présente qu'une image statique d'un milieu dynamique, est

cependant toujours présente (ex. impossible d'identifier les étangs vernaux durant les phases sèches).

Stratification du territoire

Le territoire de l'inventaire a toujours été divisé en quatre catégories :

- Les étendues d'eau : Elles regroupent les lacs, les cours d'eau surfaciques et les sites inondés;
- Les terrains improductifs : Ils regroupent les terrains incapables de produire 30 m^3 ou plus de matière ligneuse à l'hectare en moins de 120 ans, dont les terrains avec une densité de moins de 25% et avec une hauteur de moins de 10 m à maturité (ex. aulnaie et dénudé humide);
- Les terrains à vocation non forestière : Terrains où la production de matière ligneuse est exclue et où le territoire est utilisé à d'autres fins ou perturbé par les activités humaines;
- Les terrains forestiers productifs : Ils regroupent les terrains capables de produire 30 m^3 ou plus de matière ligneuse à l'hectare en moins de 120 ans.

La Base de données topographiques du Québec (BDTQ), qui sert de base aux cartes forestières, contient des couches d'hydrographie surfacique (éléments ≥ 6 m de largeur) et d'hydrographie linéaire (< 6 m de largeur) qui y sont précisées par un indicatif particulier (lac, rivière, réservoir hydroélectrique, cours d'eau permanent ou intermittent) (Ménard et al. 2006). Aussi, le Service des inventaires écoforestiers du Québec (SIEF) a cartographié les terres humides dites improductives (aulnaies, dénudés humides et terres inondées) auxquelles un code de « type écologique » a été attribué (Berger et al., 2015). Le type écologique est l'unité de classification définie en fonction de la végétation, actuelle ou potentielle, et des caractéristiques physiques du milieu (Berger et al., 2015). Le code correspond à quatre ou cinq caractères. Les trois

premiers caractères correspondent respectivement à la composition, à la structure et au caractère dynamique de la végétation (végétation potentielle) et les deux derniers, aux caractéristiques physiques du milieu (type de milieux physiques) (Berger et al., 2015). Différents types écologiques avaient été définis pour les peuplements productifs dans le 3e inventaire, mais pas pour les milieux non productifs. L'ajout de types écologiques pour les milieux non productifs permet maintenant de distinguer les bogs et les fens, en plus des marais et des marécages. Une lacune demeure toutefois : les marais et les marécages arbustifs (non arborescents d'eau douce) sont caractérisés par le même type écologique (MA_8). Lors d'une consultation publique en 2015 pour l'avancement du 5e inventaire écoforestier, les auteurs ont recommandé aux gestionnaires de distinguer ces milieux. Tous les produits cartographiques issus du SIEF sont décrit dans un guide d'utilisation émis par le MFFP (Lefrançois et al., 2015).

LE SYSTÈME DE CLASSIFICATION DES MILIEUX HUMIDES

Le système de classification est essentiellement inspiré de celui de Breton et al. (2005) modifié par Ménard et al. (2006). Il comporte toujours deux niveaux hiérarchiques (*Tableau 1*). Au premier niveau, les milieux humides sont maintenant regroupés en cinq classes (une de plus qu'avec le 3e décennal puisqu'on peut maintenant distinguer les tourbières des autres dénudés humides) :

1) La classe Aquatique regroupe les éléments lacustres de la classification américaine (Cowardin et al. 1979, Federal Geographic Data Commitee. 2013) ainsi que l'eau peu profonde de la classification canadienne (Warner et Rubec. 1997). Nous avons également ajouté dans cette version une méthode pour estimer les écotones riverains et non riverains dans les plans d'eau > 8 ha. Cette nouvelle classe, que nous nommerons Zone littorale, correspond à une zone tampon de 100 m à l'intérieur du plan d'eau, à partir du rivage. En absence de données bathymétriques disponibles,

ce critère de sélection permet de créer une classe semblable à la classe Littoral Lacustre et à la sous-classe Limnétique de la classification de Cowardin et al. (1979).

2) La classe Rivage regroupe les éléments « rivage exposé » de la classification de Rempel et al. (1997). Ce sont donc tous les rivages qui ne sont pas en contact avec un milieu humide. Cette zone est généralement trop étroite pour être délimitée lors de la confection de la carte écoforestière. Ainsi, la classe se mesure en unités linéaires puisqu'il est impossible, avec les outils à notre disposition, d'estimer adéquatement des surfaces.
3) La classe Marécage se définit comme une terre humide dominée par des arbres ou des grands arbustes en général sur sol minéral. Cette classe inclut, entre autres, les terres humides arbustives comme les aulnaies (Warner et Rubec. 1997). La classe se subdivise en quatre sous-classes selon le niveau trophique, le type de végétation et de sol.
4) La classe Dénudé humide non-différencié correspond aux milieux humides ouverts, exempts d'arbres ou d'arbustes en sol non-tourbeux. Puisque la classification est basée sur des règles de contacts (2e niveau hiérarchique), il s'avère impossible de classifier correctement les massifs qui sont en contact avec tous les types de systèmes hydriques à la fois. Ainsi, la sous-classe Dénudé humide complexe (> 400 ha) a été conçue pour caractériser ces massifs. De plus, la sous-classe Dénudé humide isolé a été ajoutée afin de caractériser les milieux isolés du réseau hydrographique.
5) La classe Tourbière, nouvellement ajoutée, regroupe les tourbières sur sol tourbeux classées selon la sous-classe Complexe (> 400 ha) ou selon leurs systèmes lorsqu'elles font moins de 400 ha (minérotrophes/fen et ombrotrophes/bog).

Au deuxième niveau, les classes Rivages et Dénudés humides sont subdivisées selon le système hydrique avec lequel ils sont en contact. Ces systèmes (réservoir, lac, étang, mare, cours d'eau) se distinguent par leur taille, l'ampleur de la variation du niveau d'eau ainsi que par la présence ou non d'ouvrages de régulation du niveau d'eau. Par exemple, ce qui distingue les lacs des étangs ou des mares est un seuil de superficie de 8 ha. Il s'agit d'un seuil reconnu, basé sur le fait que les étendues d'eau de moins de 8 ha ne sont en général pas suffisamment grandes pour qu'il y ait présence de processus lacustres, c'est-à-dire une stratification thermique et la formation de rivages exposés sous l'action du vent et des vagues.

Pour les polygones sous l'influence de plus d'un système hydrographique, une hiérarchie a été établie comme suit : Réservoir > Lac > Étang > Cours d'eau > Étang isolé.

Pour les mêmes raisons émises par Ménard et al. (2006), les barrages de castors n'ont pas été inclus comme entité unique dans la classification, par manque de constance dans la prise de données de l'inventaire. Une partie est répertoriée dans la couche hydrographique linéaire et surfacique de la BDTQ. Dans la même philosophie, les étangs vernaux n'ont pas été répertoriés, par manque de constance dans la détectabilité de ces habitats lors de la photo-interprétation.

Tableau A.A1. Classification des milieux humides mise à jour pour le 4e inventaire écoforestier du Québec méridional

Classe	Sous-classe	Système	Type
Aquatique		Réservoir	AqH
		Lac	AqL
		Zone littorale	AqZ
		Étang	AqE
		Mare	AqM
		Lit de cours d'eau (3 types)	AqR
Rivage		de réservoir	RiH
		de lac	RiL
		d'étang	RiE
		de mare	RiM
		de cours d'eau	RiR
Marécage	Arbustif		MaA
	Arboré pauvre		MaP
	Arboré riche		MaR
	Inondé		MaI
Dénudé humide	Complexe		DhX
	Isolé		DhI
		de réservoir	DhH
		de lac	DhL
		d'étang	DhE
		de mare	DhM
		de cours d'eau	DhR
Tourbière	Complexe		ToX
	Individuelle		ToI
		Minérotrophe	ToF
		Ombrotrophe	ToB

MÉTHODOLOGIE

Les requêtes géomatiques ont été effectuées dans le logiciel ArcGIS 10.3 de la compagnie ESRI, mais peuvent être adaptées pour toutes les versions. Les outils et commandes utilisées sont nommés en anglais (langue officielle du logiciel) afin d'éviter des erreurs de traduction. Un exemple sur le feuillet 32D06-101 (Abitibi-Témiscamingue) sera effectué pour illustrer la méthode. À noter que ce n'est pas le même feuillet pris en exemple dans le rapport de Ménard et al. (2006) puisque la mise à jour du 4^{e} inventaire n'avait pas été fait pour l'entièreté de ce territoire au moment de l'acquisition des données. Deux couches d'information géomatiques sont nécessaires à la réalisation de la classification : 1) la couche polygonale des peuplements forestiers de la carte écoforestière du 4e inventaire décennal (DDE_20K_PEU_ECOFO_MAJ_VUE_SE) qui contient toute l'information relative aux polygones forestiers, humides et aquatiques; 2) la couche hydrographique linéaire de la BDTQ (BDTQ_20K_HYDRO_LO) qui contient les cours d'eau linéaires de < 6 m de largeur. Certes, il existe une couche hydrologique surfacique qui englobe les lacs et les sites inondés, mais ces attributs ne différencient pas les marais, les marécages, les tourbières, etc. C'est pourquoi nous utilisons directement la couche polygonale des peuplements forestiers, puisqu'elle est plus détaillée et inclut les ensembles hydrographiques surfaciques. Les couches géomatiques sont projetées dans un système NAD83/Québec Lambert.

Si vous travaillez avec plusieurs feuillets, il se peut que les polygones soient divisés en plusieurs parties (aux limites des feuillets). Si c'est le cas, il faut d'abord réunir les polygones pour n'en former qu'un seul. Pour ce faire, ouvrez une session d'édition dans ArcMap. Sélectionnez les polygones faisant partie d'un même ensemble (directement sur la carte). Si les polygones sont contigus, aller dans le menu *EDITOR* et utilisez l'outil *MERGE*. Les deux polygones seront fusionnés en un seul et il ne restera qu'un seul enregistrement dans la table. Une fois la fusion de toutes les parties

d'un même polygone de lac, rivière ou réservoir effectuée, il faut s'assurer de quitter et d'enregistrer l'édition sur la couche.

Avant de commencer la classification et pour faciliter l'interprétation subséquente des données, nous recommandons de convertir en hectares les données de superficie qui sont en m^2. Cela peut être fait à partir d'un champ de la table d'attributs qui est nommé *AREA* ou *SUPERFICIE* et qui contient la superficie en mètres carrés. Il est également possible de créer un nouveau champ, et avec l'option de calcul de géométrie, d'ajouter automatiquement la superficie en hectare de chaque polygone.

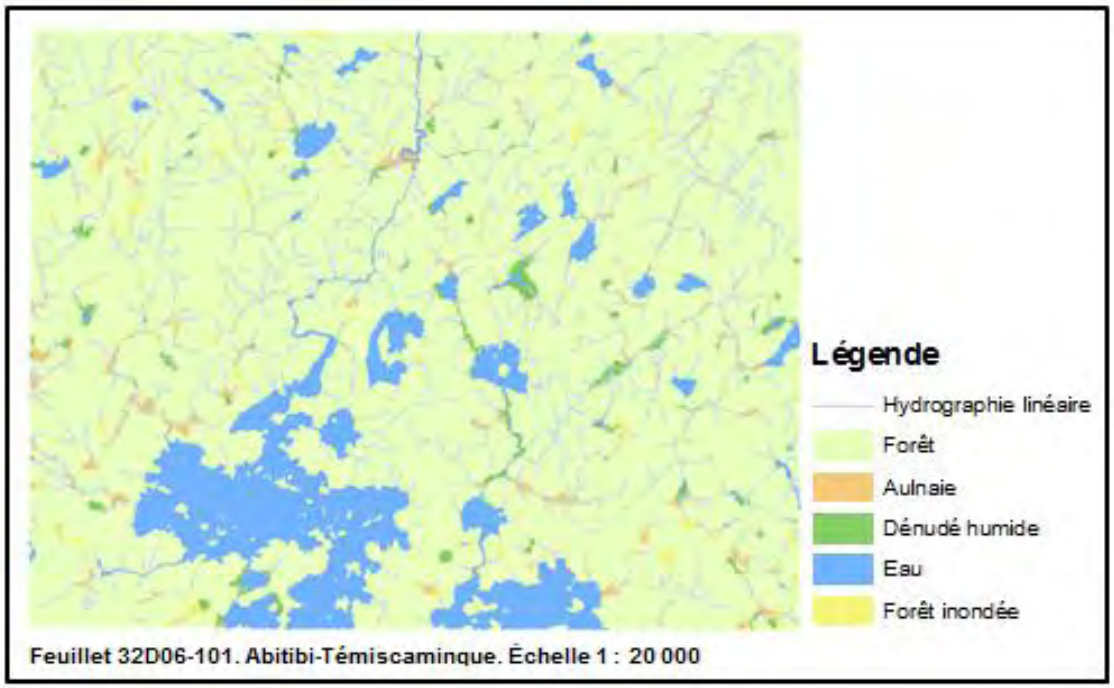


Figure A.A1. Couches polygonale et linéaire du feuillet 32D06-101

1. Cours d'eau linéaire (AqR-i et AqR-p)

Dans la couche hydrographique linéaire (BDTQ_20K_HYDRO_LO), il est possible de discriminer les ruisseaux permanents des ruisseaux intermittents. Il faut créer les couches:

1- Ruisseau permanent (*AqR-p*) : sélectionnez les éléments identifiables par la valeur de 1010000000 pour le champ *HYD_COD_INDIC ('HYD_CODE_I'* visible).
2- Ruisseau intermittent (*AqR-i*) : sélectionnez les éléments identifiables par la valeur de 1010000002 pour le champ *HYD_COD_INDIC*.

2. Plans et cours d'eau surfaciques

Avant de débuter, il est à noter que les données du 4e inventaire produites dans la couche de peuplements forestiers (DDE_20K_PEU_ECOFO_MAJ_VUE_SE) après 2011 ne possèdent plus le champ *INDICATIF* provenant initialement d'une jointure avec les données hydrographiques de la BDTQ. Sans ce champ, il est difficile de distinguer les rivières, les lacs et les réservoirs. Si c'est le cas des données à votre disposition, l'alternative que nous proposons est d'effectuer les mêmes requêtes, mais à partir d'un des trois produits suivants 1) 3e inventaire écoforestier, 2) couche hydrologique surfacique de la BDTQ ou 3) classification fine des milieux humides du Québec par Canards Illimités et ses partenaires (consultez le http://www.canards.ca/cartographie-detaillee-des-milieux-humides-du-quebec/). Si vous avez accès à l'option 3), les polygones aquatiques surfaciques sont déjà classés à partir du 3e inventaire écoforestier, vous pourrez donc utilisez ces données. Il est à noter qu'il y a eu très peu de modification dans les couches d'attributs hydrographique surfacique dans le 4e inventaire écoforestier, les alternatives proposées sont donc tout aussi valables. Il suffit d'extraire les entités d'hydrographie surfacique en les nommant de façon appropriée (voir les étapes suivantes). Vous pouvez tenter d'effectuer une jointure par localisation spatiale, mais en cas de différence entre vos polygones, vous perdrez beaucoup d'informations (jointure partielle).

Les polygones aquatiques surfaciques sont identifiables par la valeur *EAU* dans le champ *CO_TER* de la table d'attributs. Il s'agit donc d'extraire ces éléments et de créer une couche distincte nommée *Eau* (par exemple par les requêtes *SELECT BY ATTRIBUTE* et *DATA/EXPORT DATA*). Il faut créer les couches :

1- Rivière (AqR) : À partir de la couche *Eau,* sélectionnez les éléments identifiables par la valeur 01010000000 dans le champ *INDICATIF*.
2- Réservoir (*AqH*) : À partir de la couche *Eau*, sélectionnez les éléments identifiables par la valeur 01020002000 dans le champ *INDICATIF*.
3- Lac (*AqL*) : À partir de la couche *Eau*, sélectionnez les éléments identifiables par la valeur 01020001000 dans le champ *INDICATIF* et ayant une superficie de 8 ha ou plus (*AREA* ≥ 8).
4- Petites étendues d'eau (*P-lac*) : Il s'agit d'une couche intermédiaire dont les éléments sont identifiables à partir de la couche *Eau* par la valeur 01020001000 et/ou 01020050000 dans le champ *INDICATIF* et ayant une superficie de moins de 8 ha (*AREA* < 8).
5- Étangs (*AqE*) : À partir de la couche *P-lac*, sélectionnez les éléments en contact avec le réseau hydrographique (intersectant les couches *AqR*, *AqR-p* et *AqR-i*) afin de créer une couche nommée *AqE* (par exemple, via la requête *SELECT BY LOCATION*).
6- Mares (*AqM*) : À partir de la couche *P-lac*, sélectionnez les éléments qui sont isolés du réseau hydrographique (par exemple, inverser la sélection des attributs de AqE).

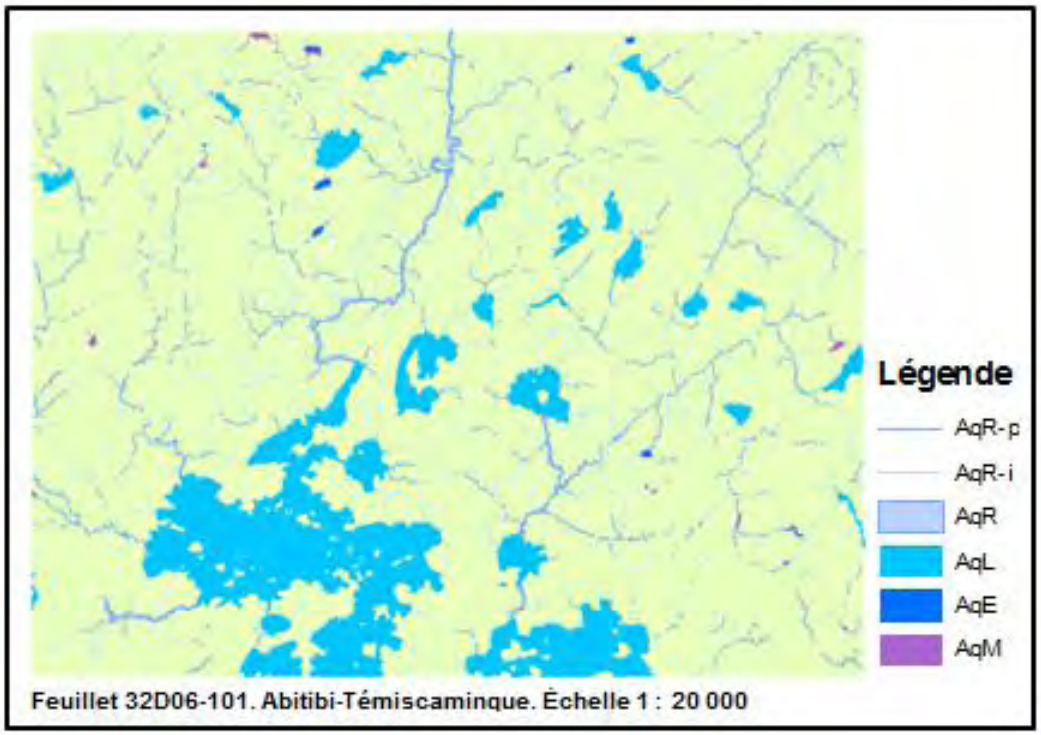


Figure A.A2. Classification du système aquatique

*À noter qu'il n'y a pas de réservoir dans l'exemple utilisé.

3. Zone littorale (AqZ)

Cette étape est un ajout par rapport à la précédente classification et permet de distinguer les écotones riverains et non riverains des lacs > 8 ha. La zone littorale sera caractérisée par un écotone de 100 m vers l'intérieur du lac, à partir du rivage.

Nous avons utilisé l'outil *Buffer Wizard* inclut dans ArcMap, mais tout autre outil permettant de générer une zone tampon vers l'intérieur d'un polygone est valable.

1- Dans le menu, cliquez dans l'onglet *CUSTOMIZE/CUSTOMIZE MODE/ TOOLBAR*. Une nouvelle fenêtre s'affichera, cliquez l'onglet COMMANDE et recherchez *BUFFER WIZARD*. Glissez dans la barre d'outils.

2- Ouvrir l'outil *BUFFER WIZARD*, sélectionnez la couche AqL. Dans les options de la page suivante, choisir l'option *At a specified distance* et ajoutez 100 mètres. Assurez-vous que l'unité de distance de la zone tampon soit bien en mètres.
3- Dans la page d'option suivante, cochez pour avoir un type de « buffer » aux barrières dissous (*Yes*), choisir l'option où le « buffer » est uniquement à l'intérieur des polygones (*only inside the polygons*). Assurez-vous de créer une nouvelle couche avec le fichier en sortie, que vous nommerez *AqZ*.

*Attention, si vos polygones ne sont pas fusionnés ensemble sous une entité, vous obtiendrez une zone tampon autour de la limite du feuillet (comme illustré en exemple au bas de la *Figure 3*). Soyez vigilant sur ce genre d'erreur méthodologique.

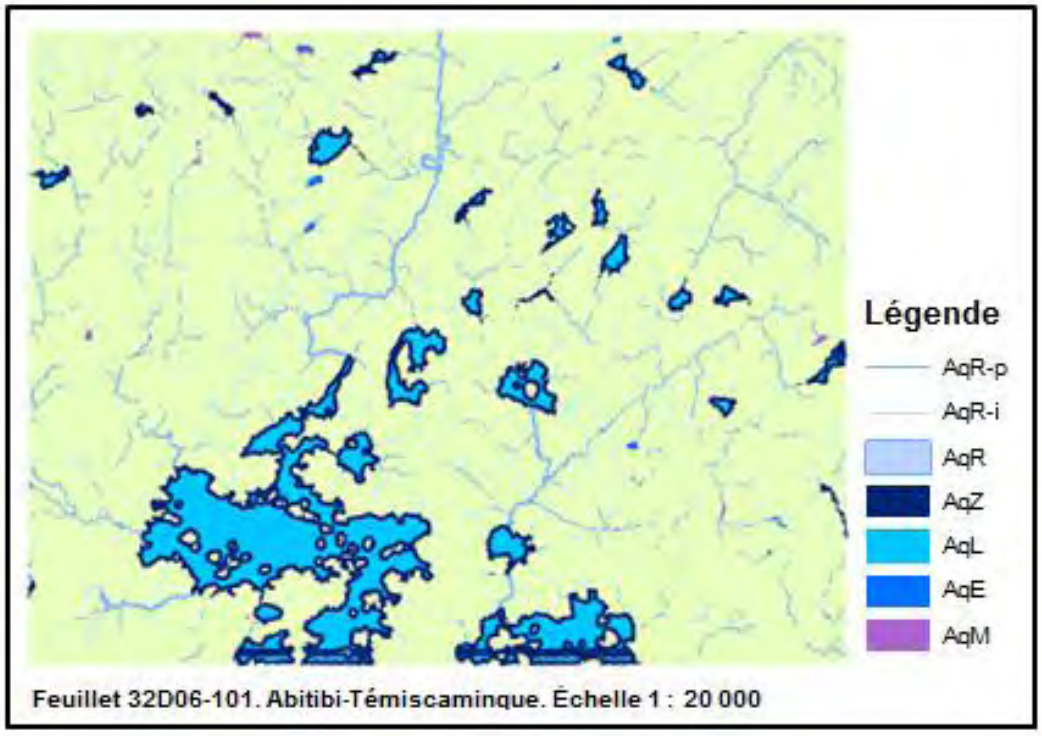


Figure A.A3. Classification des zones littorales

4. Dénudés humides non-différenciés (Dh)

La classification des dénudés humides se fait à partir d'une règle de contact avec les systèmes hydriques définis précédemment. Il faut d'abord séparer les dénudés humides (des deux sous-classes : complexes et isolés) des tourbières. Dans la couche polygonale de peuplements (DDE_20K_PEU_ECOFO_MAJ_VUE_SE) :

1- Sélectionnez tous les dénudés humides, c'est-à-dire les polygones possédant la valeur *DH* pour le champ *CO_TER* et créez une couche distincte nommée *DH-T*. Ajoutez un champ nommé *CODE* (format texte) à la table d'attributs. Ce champ permettra de caractériser les polygones selon le système hydrique. Ajoutez également un champ *AREA* dans lequel la superficie des polygones sera calculée en hectares.

2- Nous allons diviser la couche *DH-T* en deux couches intermédiaires (une pour les dénudés humides non-différenciés et l'autre pour les tourbières). D'abord, faite une sélection d'attributs des polygones possédant la valeur *TOF__* ou *TOB__* dans le champ *TYPE_ECO*. Exportez les entités sélectionnées pour créer la couche intermédiaire nommée *TO* (qui sera utilisé à l'étape 6 - Tourbière). De retour dans la couche *DH-T*, inversez la sélection pour conserver tous les dénudés humides non tourbeux et créez la couche *DH*.

3- À partir de la couche *DH*, sélectionnez les dénudés humides non-différenciés de plus de 400 ha (*AREA* ≥ 400) et inscrire *DhX* sous le champ *CODE*.

4- Sélectionnez les polygones qui n'ont aucune valeur dans le champ *CODE* et qui sont en contact avec un réservoir. Inscrire *DhH* dans le champ *CODE*.

5- Répétez l'étape précédente pour les dénudés en contact avec des lacs (*DhL*), des étangs (*DhE*), des cours d'eau AqR, AqR-p, AqR-i (*DhR*), et des mares (*DhM*) en s'assurant de respecter cette hiérarchie. Lorsqu'un polygone se voit attribuer un type, ce dernier ne doit pas changer (faites une *SELECTION BY ATTRIBUTES* des polygones avec le champ *CODE* vide avant de faire la requête de *SELECTION BY*

LOCATION avec comme méthode de sélection : *select from the currently selected features in*).

6- À cette étape, les dénudés qui n'ont toujours pas de valeur pour le champ *CODE* sont isolés du réseau hydrographique. Inscrire *DhI* dans le champ *CODE*.

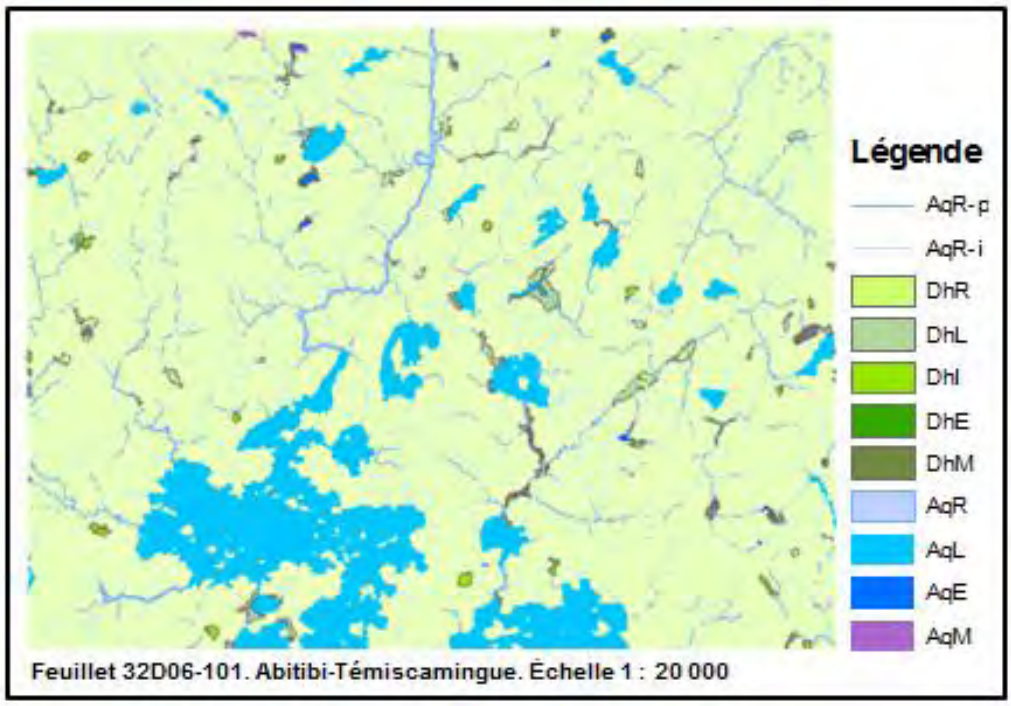


Figure A.A4. Classification des dénudés humides

*À noter qu'il n'y a pas de dénudé humide complexe (> 400 ha), ni de dénudé humide de réservoir dans l'exemple utilisé.

5. Milieux marécageux (Ma)

Dans la couche polygonale de peuplements (DDE_20K_PEU_ECOFO_MAJ_VUE_SE), il est possible de discriminer les différents types de marécages en créant les couches :

1- Marécage inondé (*MaI*) : sélectionnez les éléments identifiables par la valeur *INO* pour le champ *CO_TER*.

2- Marécage arbustif (*MaA*) : sélectionnez les éléments identifiables par la valeur *AL* pour le champ *CO_TER*.

*Pour les deux prochaines classes de marécages, assurez-vous d'exclure de vos sélections les polygones au champ *CO_TER = DH*, pour éviter de classer en double certains dénudés humides.

3- Marécages arborés pauvres (*MaP*) : exécutez la sélection «*TYPE_ECO like 'R__7' OR TYPE_ECO like 'R__9'*».
4- Marécages arborés riches (*MaR*) : exécutez la sélection *«TYPE_ECO like 'F__8' OR TYPE_ECO like 'M__8' OR TYPE_ECO like 'R__8'*».

En employant le marqueur de relation *Like* au lieu de = et en remplaçant les deux caractères par des barres de soulignement (_) lors de la requête de sélection, il est possible de sélectionner tous les éléments selon le premier et le dernier caractère du champ.

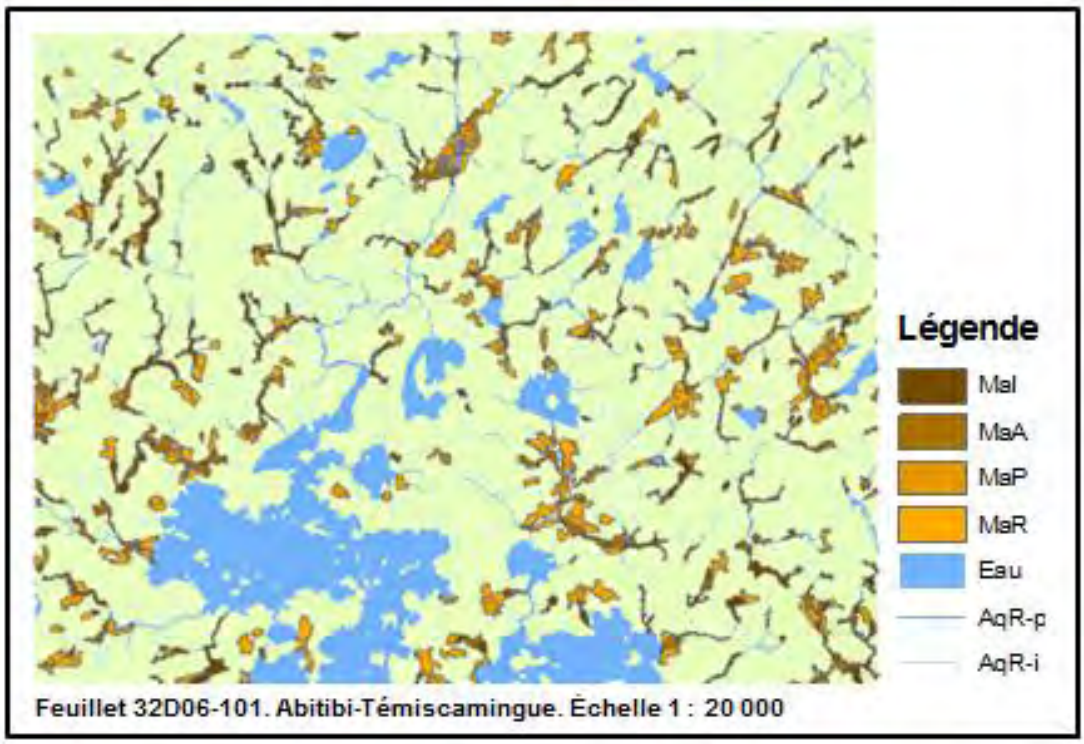


Figure A.A5. Classification des marécages

6. Tourbières (To)

Dans la couche intermédiaire *TO* précédemment créée à l'étape 4, il est possible de discriminer les différents types de tourbières en créant les couches :

1- Tourbières complexes (ToX) : sélectionnez les tourbières de plus de 400 ha (*AREA* ≥ 400) et inscrire *ToX* sous le champ *CODE*.

2- Sélectionnez les polygones restant qui n'ont aucune valeur dans le champ *CODE*. Ces tourbières seront de sous-classe individuelle (*ToI*), car elles ont une superficie inférieure à 400 ha. Néanmoins, elles seront différenciées selon leur système :

a. Tourbières minérotrophe (ToF) : exécutez la sélection «TYPE_ECO like 'TOF__' ».

b. Tourbières ombrotrophe (ToB) : exécutez la sélection «TYPE_ECO like 'TOB__' ».

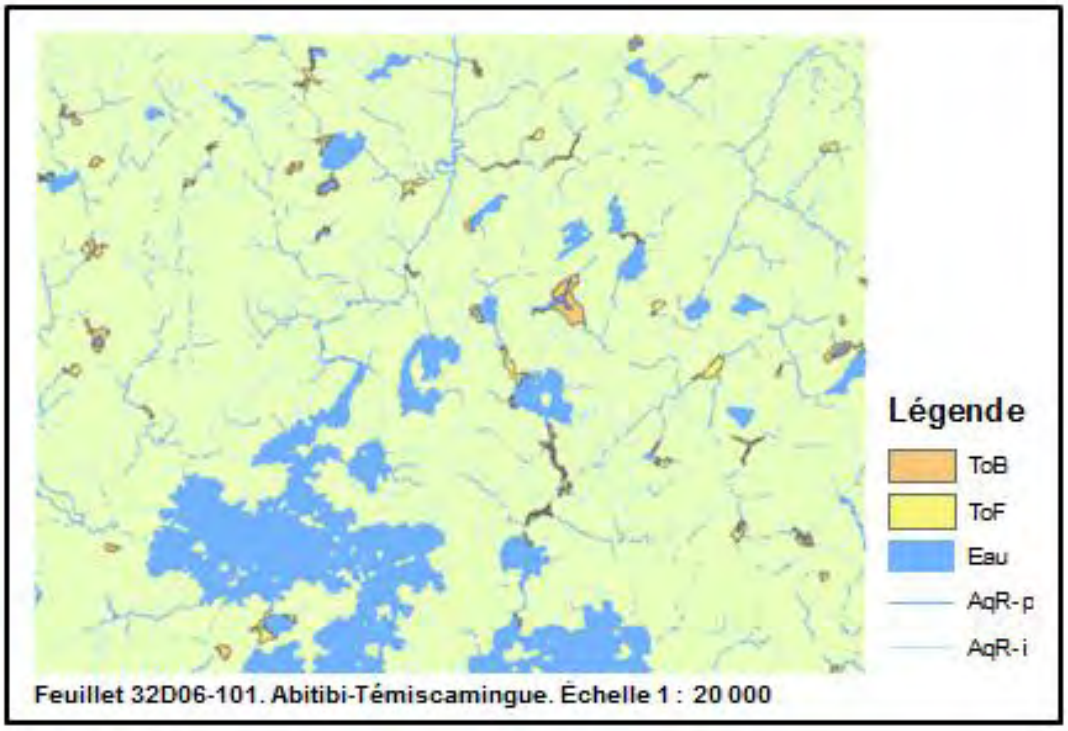


Figure A.A6. Classification des tourbières

*À noter qu'il n'y a pas de tourbière complexe dans l'exemple utilisé.

Consulter l'*Annexe* pour vous assurer d'avoir inclus dans vos sélections l'ensemble des types écologiques humides.

7. Rivages (Ri)

Dans la couche polygonale de peuplements (DDE_20K_PEU_ECOFO_MAJ_VUE_SE), il est possible de discriminer les différents types de rivages « exposés », c'est-à-dire qui ne sont pas en contact avec un milieu humide :

1- Créez une couche nommée *Sec* en sélectionnant tous les éléments qui ne sont pas des milieux humides. Utilisez la sélection similaire à «*CO_TER = 'AL' or CO_TER = 'DH' or CO_TER = 'EAU' or CO_TER = 'INO' or TYPE_ECO like '___7' or TYPE_ECO like '___8' or TYPE_ECO like '___9' or TYPE_ECO like 'TOF__' or TYPE_ECO like 'TOB__'*» et inversez la sélection (permettra de sélectionner tous les polygones à l'exception des polygones humides précédemment identifiés).
2- Transformez les couches polygonales *AqH*, *AqL*, *AqE*, *AqM* et *AqR* en couches linéaires (avec l'outil *POLYGON TO LINE*).
3- À partir des couches linéaires, créez des couches ne contenant que les rivages bordant les milieux secs. Vous pouvez utiliser l'outil *CLIP* sur les couches linéaires, en utilisant la couche *Sec* comme *clip feature*. Nommez ces couches *RiH*, *RiL*, *RiE*, *RiM* et *RiR* respectivement.
4- Répétez l'étape 3 avec les couches de cours d'eau linéaires permanents et intermittents. Nommez les couches *RiR-p* et *RiR-i*.

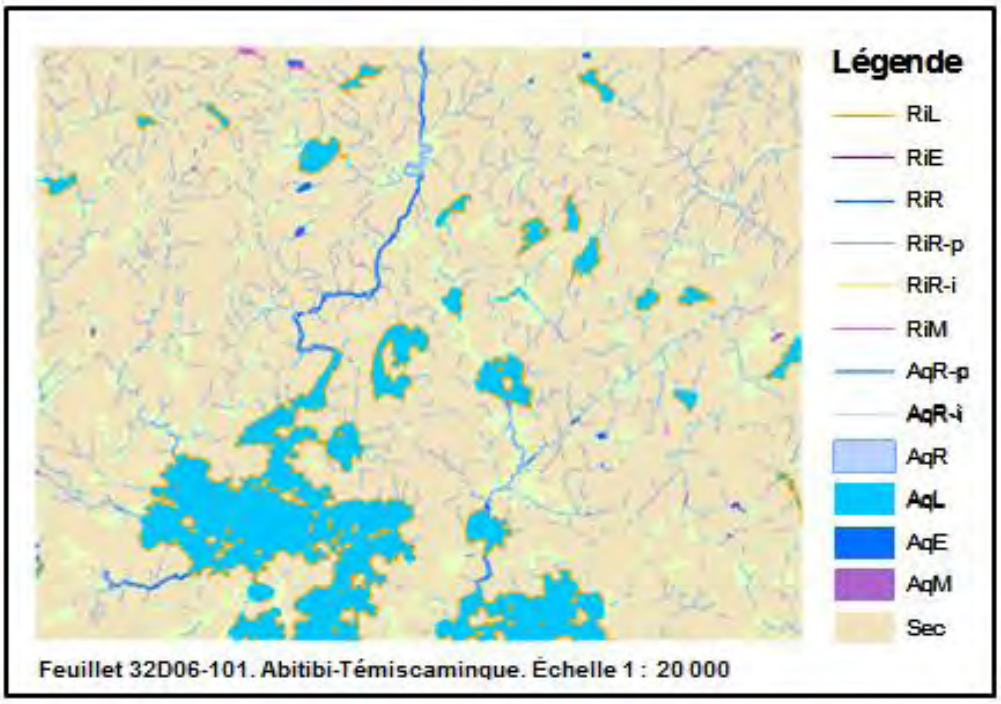


Figure A.A7. Classification des rivages

*À noter qu'il n'y a pas de *RIH* dans l'exemple utilisé.

La *Figure 8* montre le résultat final de la classification telle que détaillée.

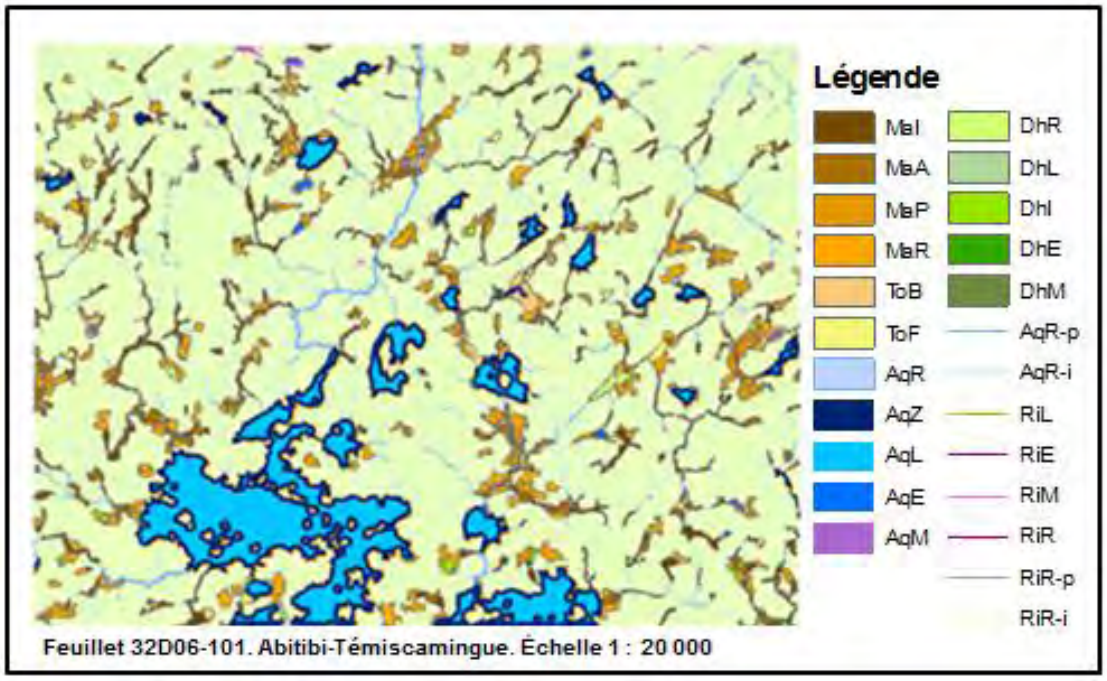


Figure A.A8. Classification finale des milieux humides du feuillet 32D06-101

De plus, le *tableau 2* résume la méthodologie et les attributs de la 4e carte écoforestière nécessaires pour classer chacun des types de milieux humides du Québec.

Tableau A.A2. Sommaire des attributs de la 4e carte écoforestière nécessaires pour la classification des milieux humides

Classification	Attributs correspondants
Réservoir (AqH)	INDICATIF = 01020002000
Lac (AqL)	INDICATIF = 01020001000 (avec une superficie > 8 ha)
Zone littorale (AqZ)	Écotone de 100 m dans la couche AqL
Petites étendues d'eau (P-lac)/couche intermédiaire	INDICATIF = 01020001000 et 01020050000 (avec une superficie < 8 ha)
Étang (AqE)	À partir de la couche P-lac, les polygones intersectant AqR, AqR-p et AqR-i
Mare (AqM)	À partir de la couche P-lac, les polygones isolés n'intersectant pas AqR, AqR-p et AqR-i
Rivière (AqR)	INDICATIF = 01010000000 (dans la couche polygonale de peuplements)
Ruisseau permanent (AqR-p)	HYD_COD_INDIC = 1010000000 (dans la couche hydrographique linéaire)
Ruisseau intermittent (AqR-i)	HYD_COD_INDIC = 1010000002 (dans la couche hydrographique linéaire)
Rivage de réservoir (RiH), de lac (RiL), d'étang (RiE), de mare (RiM), de cours d'eau (RiR)	Créer une couche Sec (sélection par localisation des polygones n'étant pas des milieux humides), convertir en couches linéaires. Utiliser l'outil Clip sur les couches converties linéaires de AqH, AqL, AqE, AqM, AqR, AqR-p, AqR-i intersecter avec la couche Sec (nommez la couche en fonction de l'intersection effectuée).
Marécage arbustif (MaA)	CO_TER = AL
Marécage arboré pauvre (MaP)	TYPE_ECO = 'R__7' ou 'R__9'
Marécage arboré riche (MaR)	TYPE_ECO = 'F__8' ou 'M__8' ou 'R__8'
Marécage inondé (MaI)	CO_TER = INO
Tourbière complexe (ToX)	À partir de la couche *TO*, polygones avec une superficie > 400 ha
Tourbière minérotrophe (ToF)	TYPE_ECO = TOF8L, TOF8N et TOF8U (avec une superficie < 400 ha)
Tourbière ombrotrophe (ToB)	TYPE_ECO = TOB9D, TOB9L, TOB9N et TOB9U (avec une superficie < 400 ha)
Dénudé humide complexe (DhX)	CO_TER = DH (avec une superficie de > 400 ha)

Dénudé humide isolé (DhI)	CO_TER = DH (avec une superficie de < 400 ha) et n'étant pas classé comme DhH, DhL, DhE, DhM ou DhR
Dénudé humide de réservoir (DhH)	À partir de DhI, intersectant AqH
Dénudé humide de lac (DhL)	À partir de DhI, intersectant AqL
Dénudé humide d'étang (DhE)	À partir de DhI, intersectant AqE
Dénudé humide de mare (DhM)	À partir de DhI, intersectant AqM
Dénudé humide de cours d'eau (DhR)	À partir de DhI, intersectant AqR

CONCLUSION

Au cours des dix dernières années, la classification des milieux humides développée par Breton et al. (2005) et Ménard et al. (2006) a permis de mettre en valeur la carte écoforestière et de répondre aux besoins de nouveaux utilisateurs. Avec l'apport de précisions supplémentaires dans les données du quatrième inventaire écoforestier, nous avons été en mesure de bonifier la classification et de corriger certaines lacunes précédentes. Nous pouvons actuellement distinguer les bogs et les fens, en plus des zones littorales des grands plans d'eau, ce qui est une innovation dans l'estimation des zones d'eaux généralement peu profondes. La prochaine étape nécessaire au perfectionnement de la méthode sera de distinguer les marais des marécages arbustifs.

Avec maintenant deux générations de cartes de milieux humides sur un même territoire, il est possible d'analyser les changements de superficies de milieux humides dans la dernière décennie. Ces précieuses informations fournissent aux aménagistes un outil fiable pour assurer une meilleure gestion du territoire québécois.

REMERCIEMENTS

Ce rapport s'inscrit dans le projet de maîtrise en biologie en milieu pratique de Sarah Claude Lachance, dirigée par Louis Imbeau et Marcel Darveau. Ce projet d'étude est possible grâce au partenariat de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Canards Illimités Canada (CIC), le Centre d'étude de la Forêt (CEF), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et le Fond de recherche du Québec - Nature et Technologies (FRQNT).

Finalement, ce travail n'aurait pu être réalisé sans la cartographie écoforestière du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Merci à tous ceux qui font en sorte que ce produit existe.

ANNEXE

Tableau A.A3. Code et description des types écologiques utilisés dans la classification des milieux humides

Code	Type écologique
FO18	Ormaie à frêne noir sur dépôt organique ou minéral, de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MA18	Marais ou marécage d'eau douce sur dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MA18R	Marais ou marécage arbustif, d'eau douce, sur dépôt organique ou minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe, riverain (en bordure d'un cours d'eau ou d'un lac)
MA28	Marais ou marécage d'eau saumâtre sur dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MA38	Marais ou marécage d'eau salée sur dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MF18	Frênaie noire à sapin sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MJ18	Bétulaie jaune à sapin et à érable à sucre sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MJ28	Bétulaie jaune à sapin sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MS18	Sapinière à bouleau jaune sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
MS68	Sapinière à érable rouge sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
RC38	Cédrière tourbeuse à sapin sur dépôt organique, de drainage hydrique, minérotrophe
RE37	Pessière noire à sphaignes sur dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, ombrotrophe
RE38	Pessière noire à sphaignes sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe

RE39	Pessière noire à sphaignes sur dépôt organique, de drainage hydrique, ombrotrophe
RS18	Sapinière à thuya sur dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
RS37	Sapinière à épinette noire et à sphaignes sur dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, ombrotrophe
RS38	Sapinière à épinette noire et à sphaignes sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
RS39	Sapinière à épinette noire et à sphaignes sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
TOB9D	Tourbière ombrotrophe, station au dépôt organique de mince à épais, de drainage hydrique, ombrotrophe, ridé alternance de buttes arbustives et de dépressions herbacées que l'on observe dans les tourbières
TOB9L	Tourbière structurée sur dépôt organique, de drainage hydrique, ombrotrophe
TOB9N	Tourbière ombrotrophe, station au dépôt organique de mince à épais, de drainage hydrique, ombrotrophe, à mares grossièrement arrondies que l'on observe dans les tourbières
TOB9U	Tourbière uniforme sur dépôt organique, de drainage hydrique, ombrotrophe
TOF8A	Aulnaie sur dépôt organique ou dépôt minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe
TOF8L	Tourbière minérotrophe, station au dépôt organique ou minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe, structuré (structure de lanières ou de mares que l'on observe dans les tourbières)
TOF8N	Tourbière minérotrophe, station au dépôt organique ou minéral de mince à épais, de drainage hydrique, minérotrophe, à mares (mares grossièrement arrondies que l'on observe dans les tourbières)
TOF8U	Tourbière uniforme sur dépôt organique, de drainage hydrique, minérotrophe
AL	Aulnaie
DH	Dénudé et semi-dénudé humide
EAU	Plan d'eau
INO	Territoire inondé

BIBLIOGRAPHIE DU RAPPORT TECHNIQUE

Berger, J. P., A. Leboeuf, I. Pomerleau et al. (2015). Norme de stratification écoforestière - Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional (réédition 2008). Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur des Forêts, Direction des inventaires forestiers. 111 p.

Breton, M.-N., M. Darveau et J. Beaulieu (2005). Développement d'une méthode de classification automatisée des milieux humides et des milieux riverains en forêt boréale, Canards Illimités Canada, Québec, Rapport technique n° Q2005-1, 25 p.

Cowardin, L. M., V. Carter et F. C. Golet (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 131 p.

Federal Geographic Data Committee (2013) Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. FGDC-STD-004-2013. Second Edition. Wetlands Subcommittee, Federal Geographic Data Committee and U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

Lefrançois, R., J.G. Élie, C. Bergeron et al. (2015). Guide d'utilisation des produits intégrés de l'inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur des Forêts, Direction des inventaires forestiers, 44 p.

Lemieux, L., P. Leboeuf, J.P. Berger et al. (2015). Norme de photo-interprétation du Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur des Forêts, Direction des inventaires forestiers, 151 p.

Létourneau, J.P., A. Bard, J. Lambert, G. Lord, A. Faucher et al. (2009). Normes de cartographie écoforestière troisième inventaire écoforestier (révisé). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, 109 p.

Létourneau, J.-P. (2000). Normes de cartographie écoforestière : confection et mise à jour. Ministère des Ressources naturelles, Direction des Inventaires forestiers, 84 p.

Ménard, S., M. Darveau, L. Imbeau et L.-V. Lemelin (2006). Méthode de classification des milieux humides du Québec boréal à partir de la carte écoforestière du 3e inventaire décennal, Rapport technique No Q2006-3, Canards Illimités Canada - Québec, 19 p.

Rempel, R. S., A. F. Kenneth, T. R. Gadowski, S. Gabor et R. Kenyon (1997). A simple wetland habitat classification for boreal forest waterfowl, Journal of wildlife management 61(3): 746-757.

Warner et Rubec. (1997). The Canadian Wetland Classification System, second edition. Wetland Research Centre, University of Waterloo, Ontario. 68 p.

ANNEXE B – CARTES DE LA RÉPARTITION ET DE L'ABONDANCE POTENTIELLE DES HUIT ESPÈCES DE SAUVAGINE À L'ÉTUDE

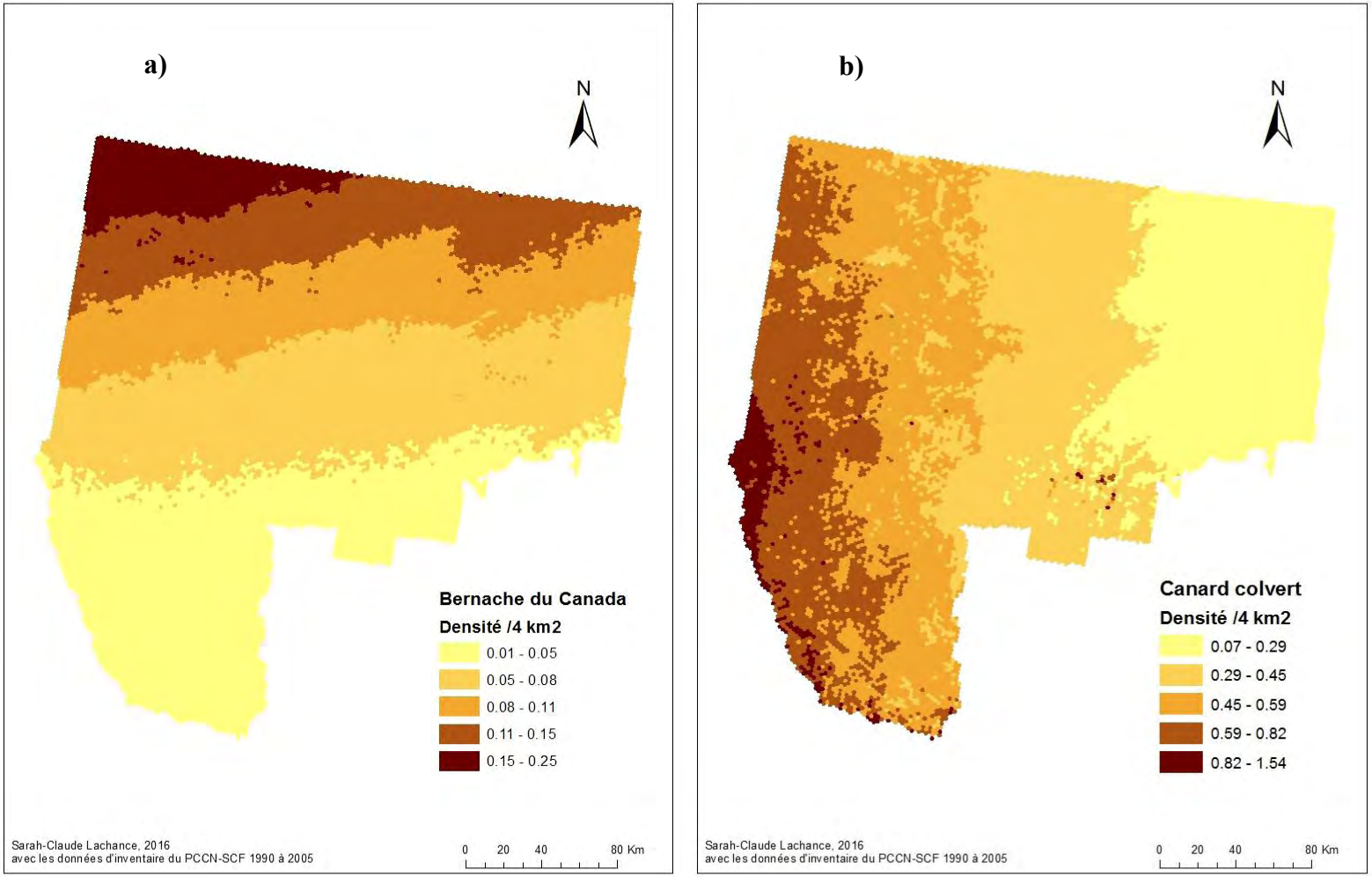
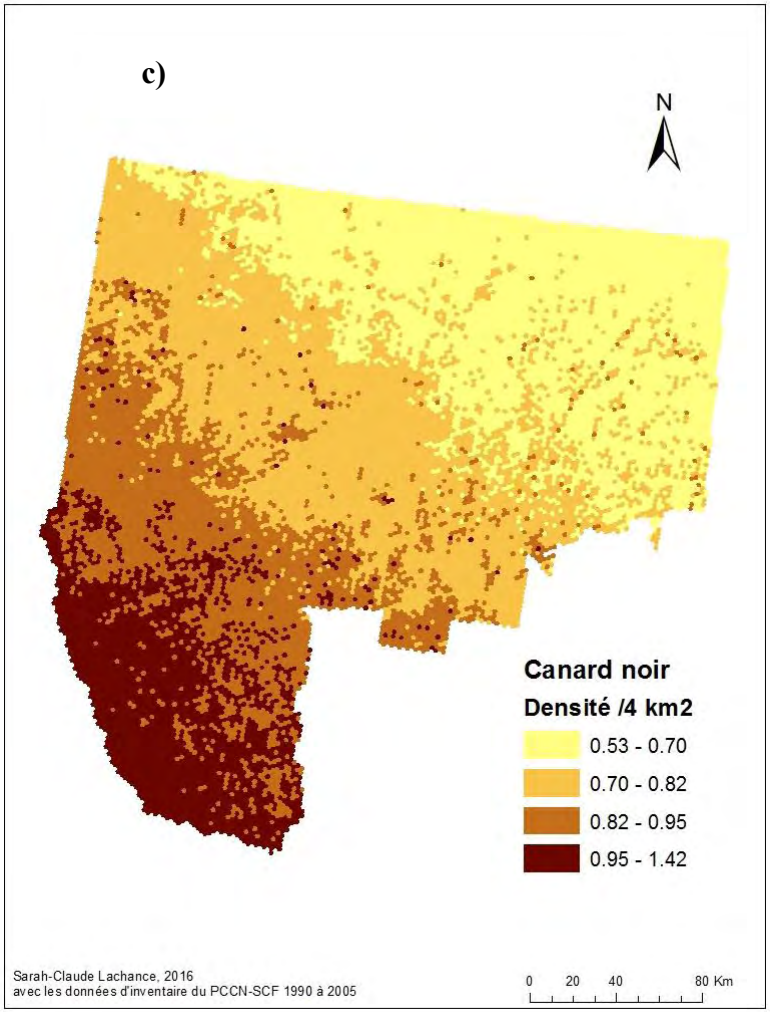


Figure A.B9 Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 de a) Bernache du Canada et b) de Canard colvert pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue.



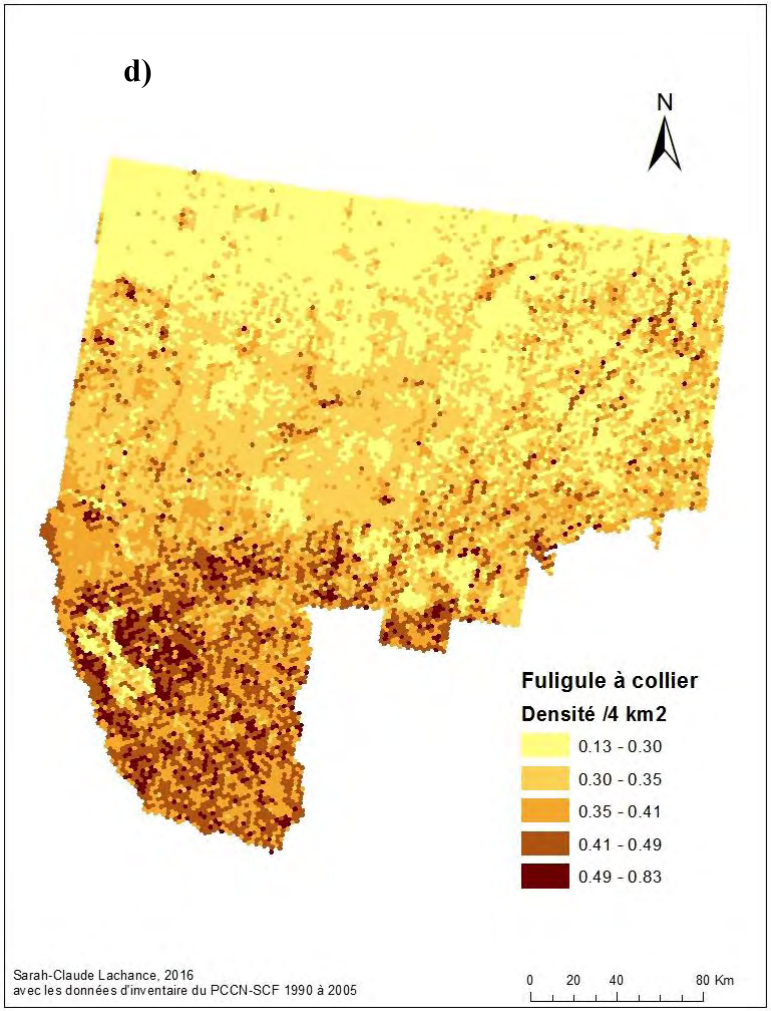
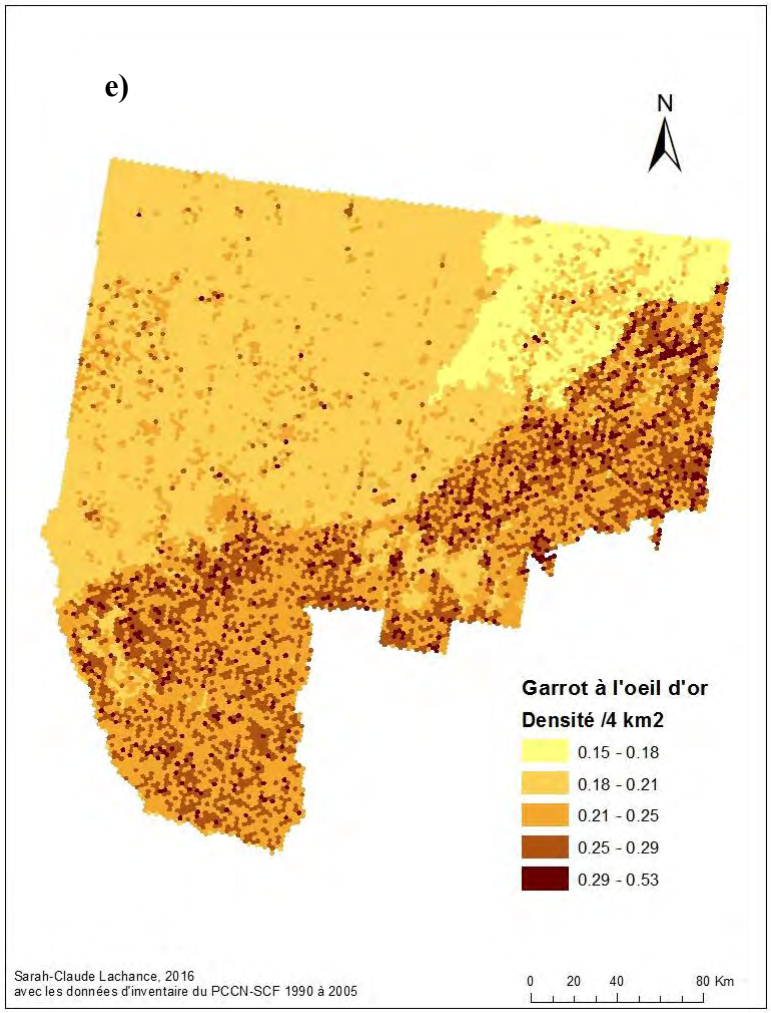


Figure A.B10 Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 de c) Canard noir et d) de Fulligule à collier pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue.



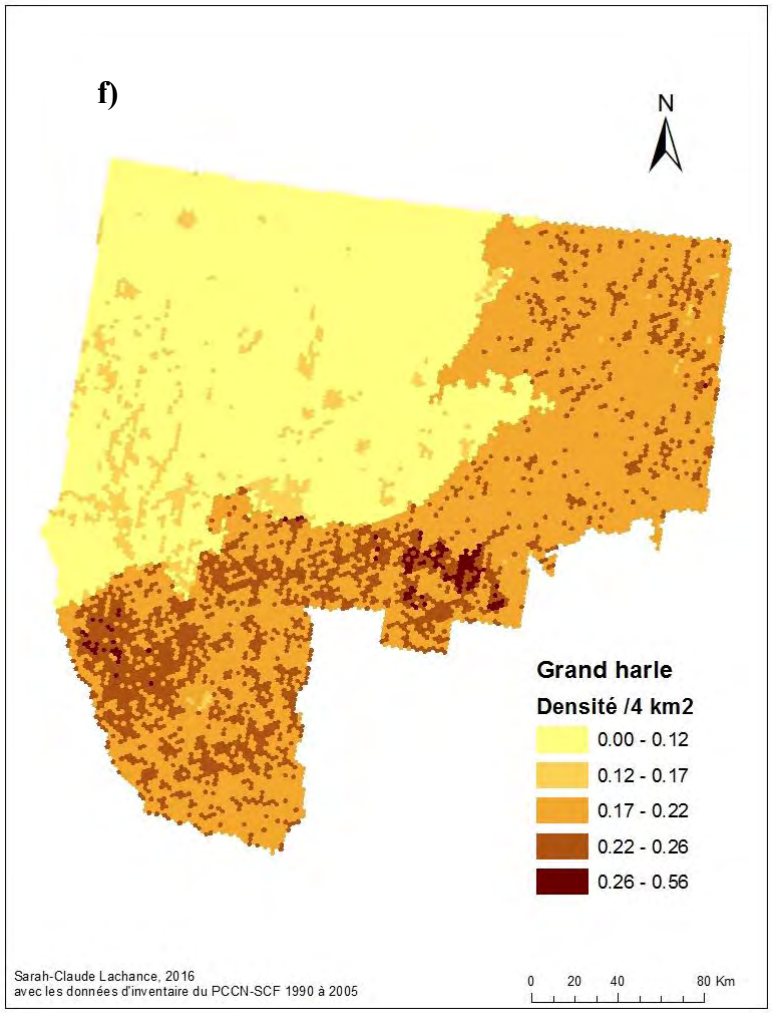


Figure A.B11 Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 e) de Garrot à l'œil d'or et f) de Grand Harle pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue.

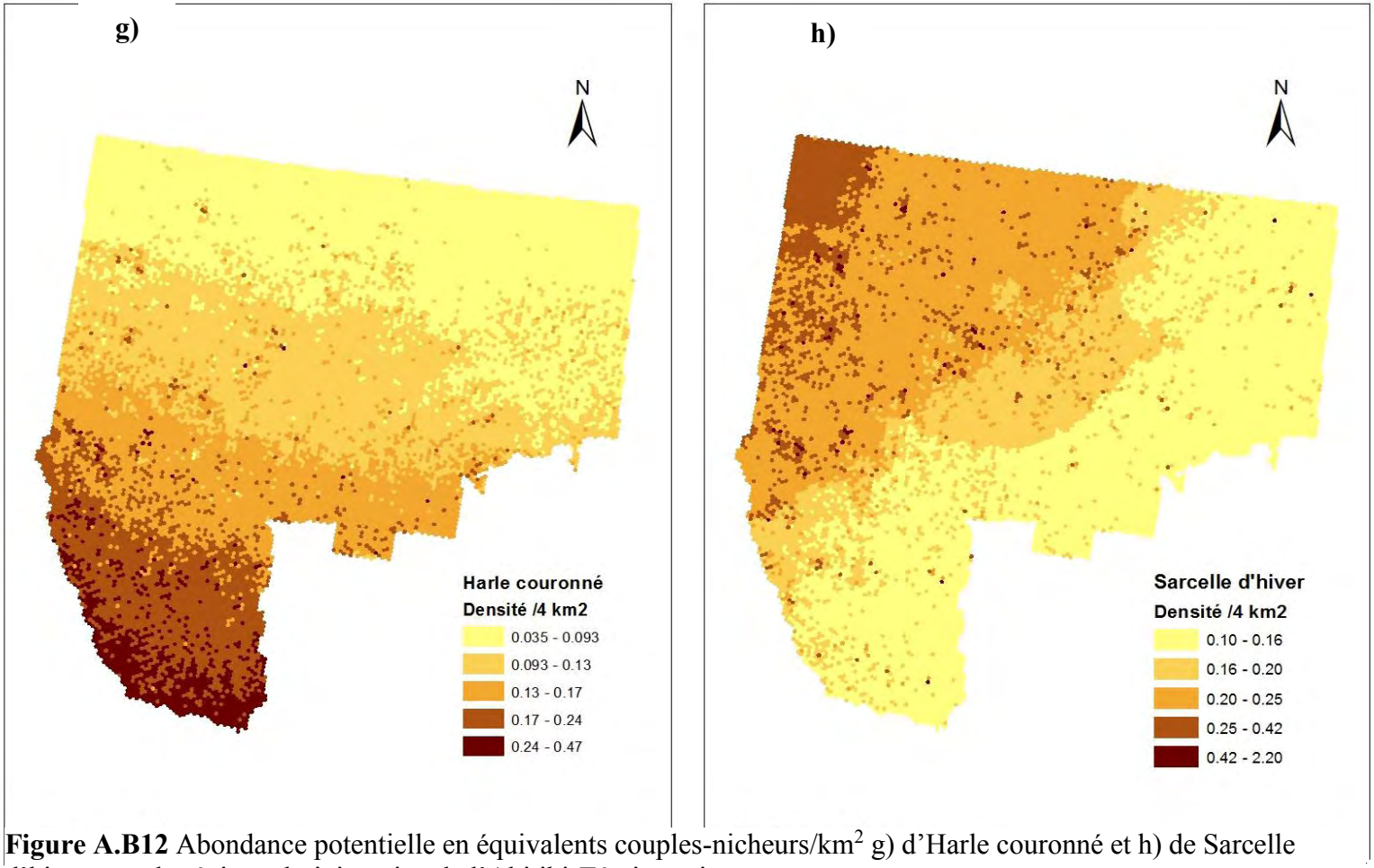


Figure A.B12 Abondance potentielle en équivalents couples-nicheurs/km^2 g) d'Harle couronné et h) de Sarcelle d'hiver pour la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue.

ANNEXE C – CARTES DES RÉSEAUX DE CONSERVATION SANS CONTRAINTE MINIÈRE

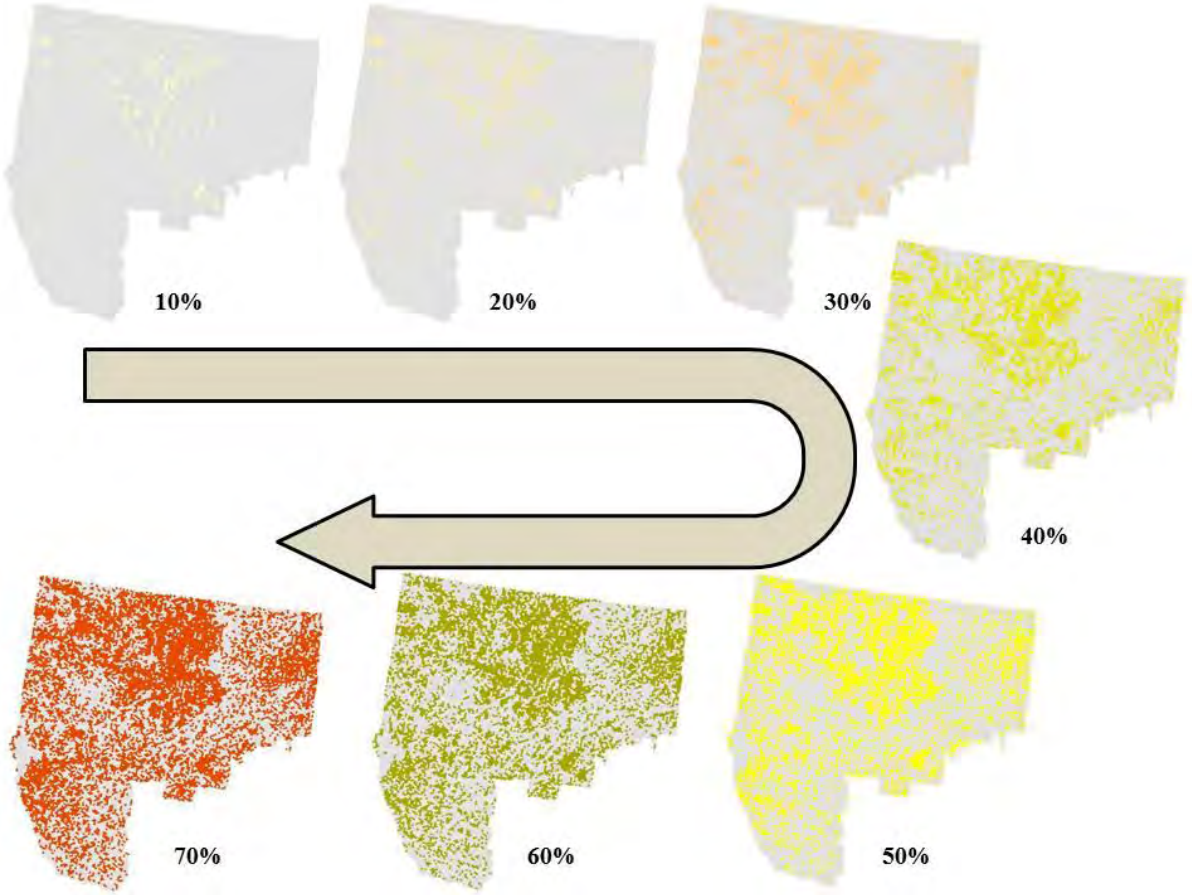


Figure A.C13 Sélection des UP dans l'approche individuelle MH pour chaque cible de protection.

Figure A.C14 Sélection des UP dans l'approche individuelle SAU pour chaque cible de protection.

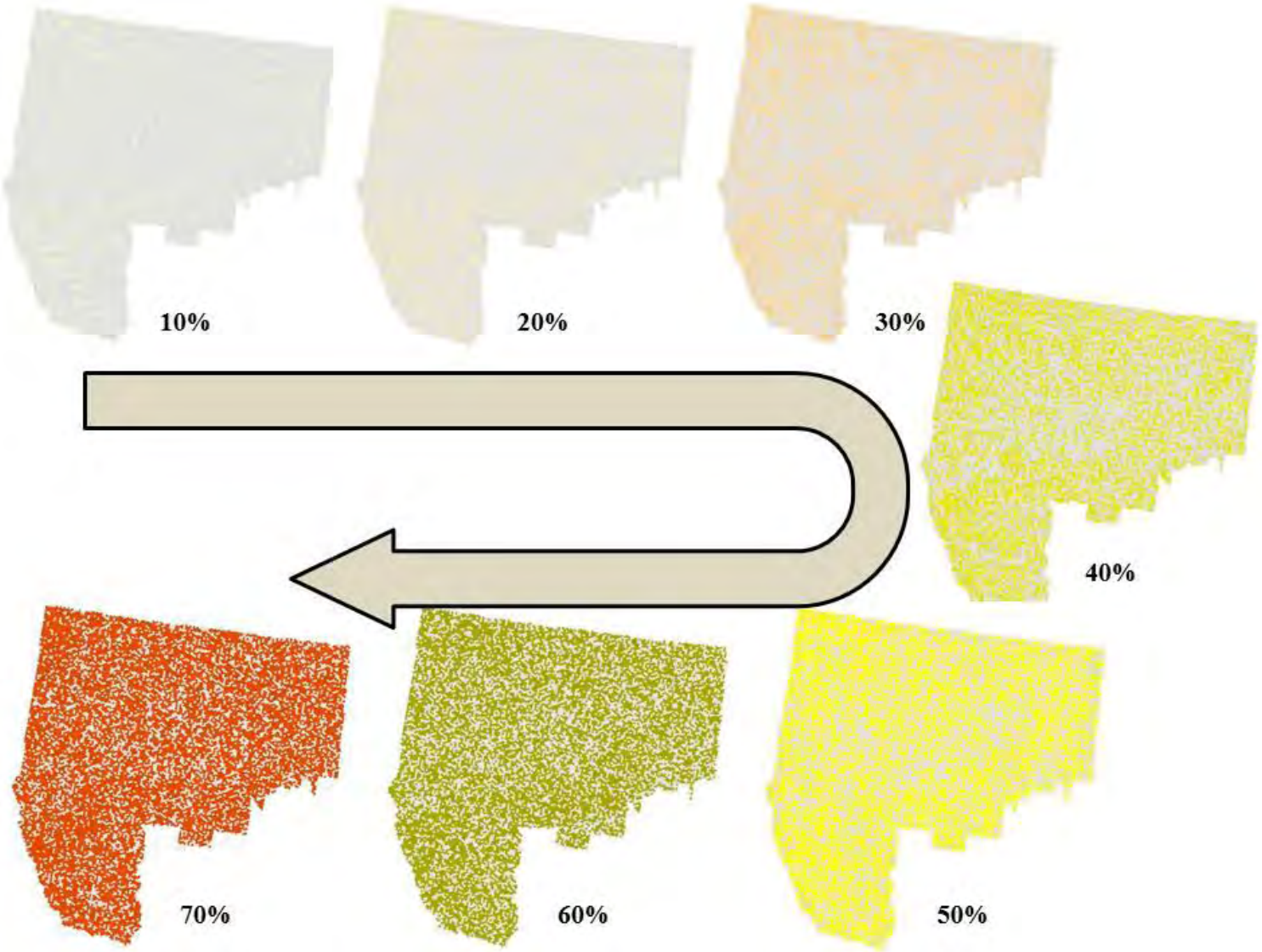


Figure A.C15 Sélection des UP dans l'approche combinée MH+SAU pour chaque cible de protection.

ANNEXE D – MÉTHODE DE MODÉLISATION POUR PRÉDIRE L'ABONDANCE DE SAUVAGINE À L'ÉCHELLE DU QUÉBEC FORESTIER

Cette annexe est un extrait du manuscrit d'article non publié « Predicted Breeding Waterfowl Distribution in the Boreal Forest of Quebec, Canada » rédigé en 2011 par Louis-Vincent Lemelin, Tina Yerkes, Marcel Darveau, John M. Coluccy et Daniel Bordage. Le manuscrit avait été soumis à la revue scientifique *The Journal of Wildlife* Management et proposait la méthodologie utilisée pour prédire l'abondance de sauvagine à l'échelle du Québec forestier. Le manuscrit avait été refusé pour sa portée locale restreinte. Malgré cette critique, qui s'applique peu dans le cadre de ce projet de maîtrise, nous avons adapté les modèles d'abondance à l'aire d'étude et à l'échelle de modélisation. Un résumé français a été ajouté par l'étudiante (Sarah-Claude Lachance) afin de se respecter les normes de présentation d'un mémoire de recherche.

RÉSUMÉ

L'abondance et la distribution des espèces de sauvagine nicheuses n'est pas très bien connue en forêt boréale de l'Est en Amérique du Nord, ce qui rend difficile l'élaboration de programmes et de cibles de protection appropriés. Nous avons utilisé des données de suivi d'inventaire jumelées avec une carte d'habitats potentiels, dérivé d'une cartographie de milieux humides, pour modéliser l'utilisation des habitats par la sauvagine dans le Québec forestier (Canada). Nous avons prédit l'abondance de couple nicheur et leur distribution grâce à une régression binomiale négative et de multiples modèles calibrés avec le critère d'information Akaike (AICc). Les cartes de distribution de sauvagine découlant de ces modèles seront critiques pour mieux sélectionner les sites d'importance pour les programmes de conservation.

STUDY AREA

Our study area encompassed the Black Duck Joint Venture (BDJV) – Canadian Wildlife Service (CWS) aerial survey in Québec (Fig. A.D16). This area corresponds to land managed for timber harvesting (totalling 516,266 km²), located south of 52°N, but excluding the St. Lawrence and Lake St. Jean lowlands, Anticosti Island, and the part of the Appalachians located south of 47°N. It extends northward from northern temperate deciduous forest to the boreal coniferous forest zone. The hydrographical network of this area is generally highly developed and includes numerous lakes, ponds, rivers, and streams. The study area is classified into 6 natural provinces of the Québec Ecological Framework (MDDEPQ 2002, Fig. A.D17): Central Laurentians (31% of the study area), Southern Laurentians (31%), Abitibi and James Bay Lowlands (14%), Mistassini Highlands (11%), Appalachians (8%), and Lower North Shore Plateau (5%). These natural provinces are equivalent to the ecoregions of the National Ecological Framework for Canada (Marshall and Schut 1999).

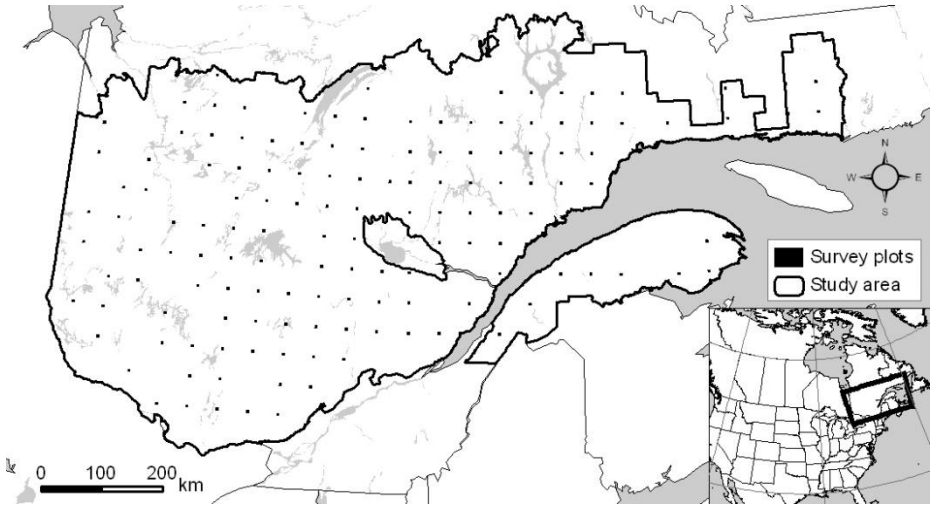


Figure A.D16. Study area (517,000 km²) and location of the 142 25-km² survey plots of the Black Duck Joint Venture–Canadian Wildlife Service aerial survey in Québec used in the analysis.

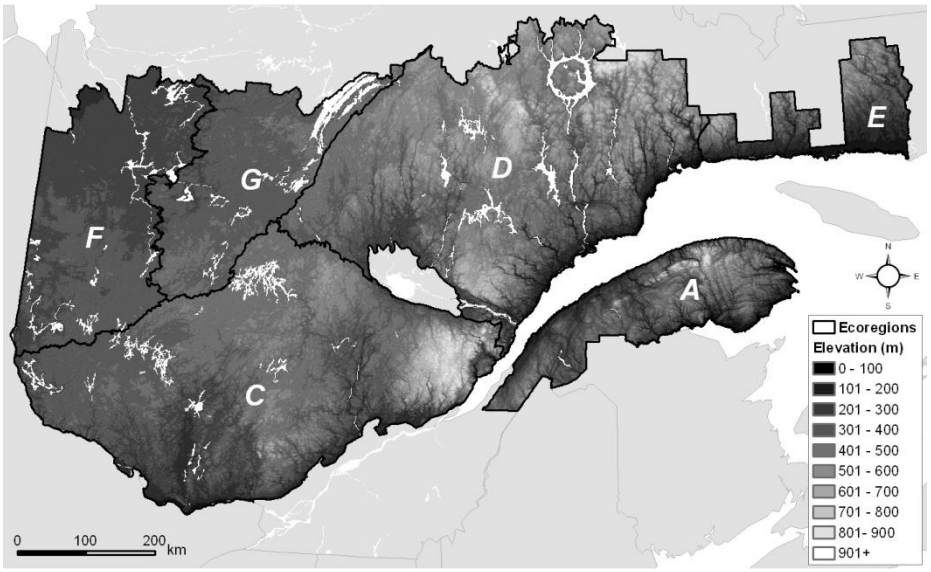


Figure A.D17. Elevation and natural provinces of the study area in Québec, Canada. Natural provinces are: Appalachians (A), Southern Laurentians (C), Central Laurentians (D), Lower North Shore Plateau (E), Abitibi and James Bay Lowlands (F), and Mistassini Highlands (G).

METHODS

We extracted wetland data from 1:20,000 digital Québec Ministry of Natural Resources and Wildlife (Létourneau et al. 2009) forestry maps that were last updated in 2008. These maps contained information on 4 open water and 8 wetland types (MRNQ 1999, Létourneau et al. 2009). Permanent streams, which were defined as all watercourses <0.2 ha in size and <6 m in width were mapped as linear features. Minimum mapping units for wetland polygons ranged from 0.06 to 4 ha.

To characterize the aquatic and wetland data contained in the forestry maps, we used a habitat classification system adapted for waterfowl by Lemelin et al. (2010). The 4 types of open water habitat variables included: lakes, defined as water bodies >8 ha, including hydropower reservoirs; ponds, defined as water bodies ≤ 8 ha, including

peatland ponds; rivers; and permanent streams. Lakes were subdivided into near-shore and offshore waters with the boundary set at 50 m from the shoreline. We used this criterion because bathymetric data were unavailable and it yielded classes that are similar to the lacustrine littoral and limnetic subclasses of Cowardin et al. (1979). For wetland habitats, we characterized linear shoreline types as either open wetland, shrub swamp, flooded swamp, small island or forest stand. Areal or length coverage of these habitat types were used as independent variables in the models.

We used 16 years (1990–2005) of the BDJV–CWS waterfowl aerial survey data collected in Québec (Fig. A.D16). Surveys were completed by experienced observers in a helicopter (Bell 206L with bubble side-windows) that flew over every water body, watercourse and wetland within the plots. Sightings of all waterfowl species were recorded. The design of this survey has been modified over the years. From 1990 to 1992, 82 25-km², square plots were surveyed. The number of plots was reduced to 43 in 1993–1994, and to 35 in 1995. From 1996 to 2005, the number of plots was increased to 156; half of the plots were surveyed once annually in a rotating scheme (Bordage et al. 2003). From these 156 plots, 14 were omitted from the analyses since habitat data were unavailable. The median number of survey years per plot was 6 years, with a range of 4 to 12 years.

Average indicated breeding pairs (IBP) (Dzubin 1969, Bordage et al. 2003) were calculated per survey plot. The eight most abundant species included in the model exercise were: black duck (5,755 IBP), ring-necked duck (Aythya collaris, 3,008 IBP), common goldeneye (Bucephala clangula, 2,367 IBP), common merganser (Mergus merganser, 2,074 IBP), Canada goose (Branta canadensis, 1,306 IBP), green-winged teal (Anas crecca, 1,090 IBP), hooded merganser (Lophodytes cucullatus, 936 IBP), and mallard (Anas platyrhynchos, 791 IBP).

To develop predictive distribution and abundance models, we used average IBP per survey plot (142 25-km² survey plots) as the response variable. The explanatory variables included the mapped habitat variables. Additional explanatory variables extracted from ancillary data included latitude and longitude (NAD83 geographic coordinate system and Quebec Lambert conformal conic projection) of plot centroids, mean plot elevation, and natural provinces (Fig. A.D17) of Quebec Ecological Framework (MDDEPQ 2002). For each species, we articulated a set of 12 candidate models plus the full model, each corresponding to an a priori plausible hypothesis (Table A.D4). To account for broad spatial patterns likely to shape waterfowl community structure in the study area, we subdivided the analyses into two subsets: models 1–6 included latitude, longitude, and elevation whereas models 7–12 included natural provinces as explanatory variables.

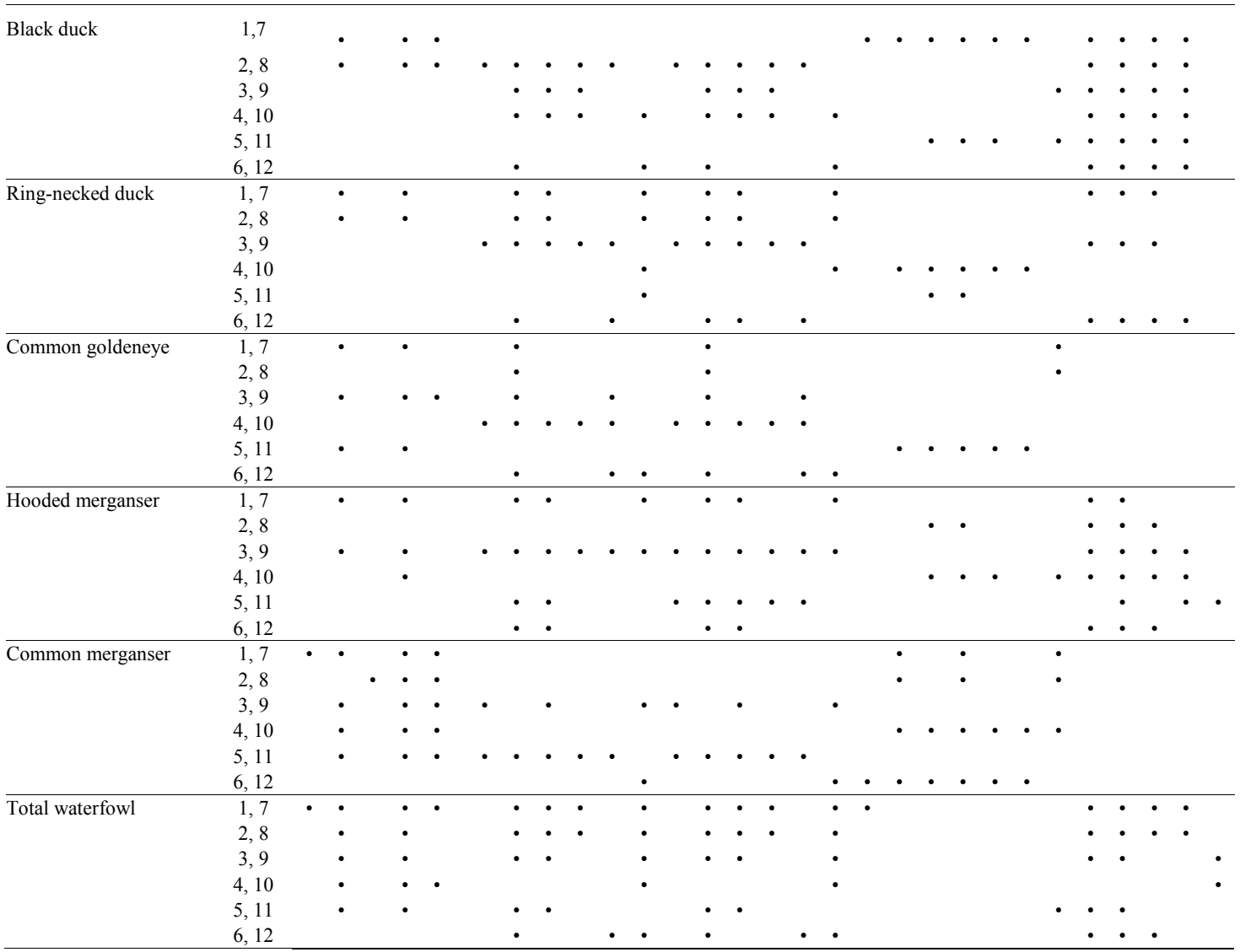
Note for the Table A.D4 :

[a] LAOS50 = lake 50-m offshore water area; LANS50 = lake 50-m near-shore water area; POND = pond; RIVR = river; ISLA =
small island; OPWE = open wetland; SWFL = flooded swamp; SWSH = shrub swamp; FRST = forest; ALL = total shoreline;
WATE = water body area (lakes and ponds pooled); STRM = stream.

[b] Linear habitat types are formed by the intersection line (×) between aquatic and adjacent non-aquatic polygons.

Table A.D4. Suite of *a priori* models used to examine the relationship between waterfowl survey data and habitat in the Eastern Boreal Forest of Québec, Canada. Models 1–6 include latitude, longitude, and elevation whereas 7-12 include natural provinces.

Species	Model no.	Habitat variables[a]																												
		Area					Linear[b]																							
		LAO50	LANS50	LAKE	POND	RIVR	LAKE×ISLA	LAKE×OPWE	LAKE×SWFL	LAKE×SWSH	LAKE×FRST	LAKE×ALL	POND×ISLA	POND×OPWE	POND×SWFL	POND×SWSH	POND×FRST	POND×ALL	RIVR×ALL	WATE×ISLA	WATE×OPWE	WATE×SWFL	WATE×SWSH	WATE×FRST	WATE×ALL	STRM×OPWE	STRM×SWFL	STRM×SWSH	STRM×FRST	STRM×ALL
Canada goose	1, 7		•		•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•		•							•	•	•	•	
	2, 8		•		•	•						•						•												•
	3, 9							•			•			•			•									•		•	•	
	4, 10																				•			•		•		•	•	
	5, 11																				•			•	•	•		•	•	
	6, 12							•			•	•		•			•	•								•		•	•	
Green-winged teal	1, 7											•		•				•								•			•	•
	2, 8		•		•			•			•			•			•									•	•	•	•	
	3, 9							•	•	•				•	•	•										•	•	•		
	4, 10																				•	•	•			•	•	•		
	5, 11						•	•	•	•	•		•	•	•	•	•									•	•	•	•	
	6, 12																			•	•	•	•	•		•	•	•	•	
Mallard	1, 7		•		•	•		•	•	•		•		•	•	•		•	•							•	•	•	•	
	2, 8							•	•	•		•		•	•	•		•	•							•	•	•	•	
	3, 9																		•		•	•	•		•	•	•	•	•	
	4, 10		•		•	•													•		•	•	•		•	•	•	•	•	
	5, 11																				•	•	•			•	•	•		
	6, 12							•	•	•				•	•	•										•	•	•	•	


Black duck
1,7
2, 8
3, 9
4, 10
5, 11
6, 12
Ring-necked duck
1, 7
2, 8
3, 9
4, 10
5, 11
6, 12
Common goldeneye
1, 7
2, 8
3, 9
4, 10
5, 11
6, 12
Hooded merganser
1, 7
2, 8
3, 9
4, 10
5, 11
6, 12
Common merganser
1, 7
2, 8
3, 9
4, 10
5, 11
6, 12
Total waterfowl
1, 7
2, 8
3, 9
4, 10
5, 11
6, 12

We fitted the linear models using negative binomial regression (Venables and Ripley 2002). The negative binomial distribution is appropriate for biological count data because it can model frequencies decreasing monotically from a modal value of zero (White and Bennetts 1996). Unlike the Poisson distribution, it does not require the assumption that the mean equals the variance, a condition violated when contagion or overdispersion occur (Faraway 2006), which is common in ecology (Richards 2008).

We used Akaike's information criterion for small samples sizes (AICc) (Burnham and Anderson 2002) to rank models of predicted waterfowl distribution and abundance, by species and overall waterfowl. We used model averaging to account for model selection uncertainty (Burnham and Anderson 2002, Johnson and Omland 2004). We weighted each predictive model according to its AIC weight (*wi*) (i.e., probability of being the best model among the candidate set) and summed over all models. We considered models with $\Delta AIC_i < 2$ as very plausible, and models with $\Delta AIC_i > 7$ as improbable (Burnham and Anderson 2002). We assessed overall averaged model fit with mean absolute error and R^2 statistics. All statistical analyses were performed with R software (The R Foundation for Statistical Computing, version 2.7.0).

We applied the averaged model by species and for overall waterfowl within 25-km² hexagonal cells over the study area via ArcGIS 9.2 producing predictive maps of waterfowl abundance (IBP/100 km2) and distribution.

RESULTS

Our models of abundance of waterfowl species yielded predictions with mean absolute errors ≤ 2.2 IBP/25 km² for individual species and of 5.7 IBP/25 km² for total waterfowl. Relative mean absolute error of predicted densities ranged from 31% to 69% (Table A.D5).

Table A.D5. Mean absolute error (IBP/25-km² plot and %) and R^2 of overall averaged models of waterfowl species and total waterfowl abundance in the Eastern Boreal Forest of Québec, Canada, 1990–2005.

Species	Mean observed abundance (IBP)	Mean absolute error		R^2
		IBP	%	
Canada goose	1.3	0.9	67	0.41
Green-winged teal	1.0	0.7	65	0.43
Mallard	0.8	0.5	69	0.65
Black duck	5.8	2.2	38	0.43
Ring-necked duck	2.9	1.4	51	0.51
Common goldeneye	2.3	1.3	56	0.24
Hooded merganser	0.9	0.5	53	0.71
Common merganser	2.1	1.1	51	0.48
Total waterfowl	18.2	5.7	31	0.48

As expected, predictive models and resulting distribution maps varied by waterfowl species. Across species, latitude and longitude were stronger predictors of distribution than natural provinces, with the exception of common goldeneye, which showed an affinity for natural provinces and ring-necked duck, which did not affiliate with either latitude and longitude or natural province (Table A.D6 A to I).

Table A.D6. Akaike's information criterion (AICc) statistics of 13 candidate models for the 8 most abundant waterfowl species and total waterfowl used to predict distribution and abundance in the Eastern Boreal Forest of Québec, Canada, 1990-2005. K = no. parameters, Δi = AIC of the current model (i) – AIC of the best model, w = relative likelihood of the current model (i) and cumulative likelihood (cum) based on AICc value.

Table A.D6A Canada goose

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
4	10	354.7	0.00	0.44	0.44
2	11	356.1	1.33	0.23	0.67
5	11	356.2	1.47	0.21	0.88
6	14	359.1	4.36	0.05	0.93
3	12	359.6	4.84	0.04	0.97
1	23	360.2	5.45	0.03	1.00
7	25	374.7	20.00	0.00	1.00
Full	34	376.9	22.14	0.00	1.00
11	13	379.9	25.13	0.00	1.00
10	12	382.2	27.45	0.00	1.00
12	16	382.6	27.83	0.00	1.00
09	14	386.8	32.05	0.00	1.00
08	13	391.3	36.59	0.00	1.00

Table A.D6B Green-winged teal

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
3	14	358.6	0.00	0.66	0.66
9	16	362.7	4.16	0.08	0.74
7	13	363.6	5.02	0.05	0.79
10	13	363.7	5.16	0.05	0.84
2	15	364.1	5.52	0.04	0.88
1	11	364.3	5.77	0.04	0.92
4	11	364.7	6.15	0.03	0.95
6	14	364.9	6.35	0.03	0.98
8	17	367.0	8.43	0.01	0.99
5	19	367.5	8.91	0.01	0.99
12	16	368.3	9.77	0.00	1.00
11	21	373.4	14.81	0.00	1.00
Full	34	396.2	37.65	0.00	1.00

Table A.D6C Mallard

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
3	14	268.8	0.00	0.68	0.68
5	11	270.7	1.86	0.27	0.94
11	13	274.4	5.59	0.04	0.98
4	17	276.3	7.47	0.02	1.00
9	15	283.5	14.70	0.00	1.00
6	18	285.6	16.75	0.00	1.00
2	21	285.7	16.85	0.00	1.00
1	30	287.7	18.89	0.00	1.00
Full	19	289.2	20.40	0.00	1.00
10	17	290.8	21.92	0.00	1.00
12	20	295.0	26.12	0.00	1.00
8	23	301.9	33.05	0.00	1.00
7	18	722.3	453.50	0.00	1.00

Table A.D6D Black duck

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
6	13	701.7	0.00	0.91	0.91
4	17	707.1	5.44	0.06	0.97
1	18	709.9	8.25	0.01	0.98
12	15	711.1	9.36	0.01	0.99
3	16	712.5	10.78	0.00	0.99
5	13	712.5	10.78	0.00	1.00
10	19	715.9	14.22	0.00	1.00
2	22	716.0	14.26	0.00	1.00
7	20	722.1	20.36	0.00	1.00
9	18	722.3	20.63	0.00	1.00
11	15	723.1	21.37	0.00	1.00
8	24	728.2	26.45	0.00	1.00
Full	35	739.4	37.67	0.00	1.00

Table A.D6E Ring-necked duck

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
4	12	561.3	0.00	0.53	0.53
10	14	561.9	0.52	0.41	0.94
2	13	567.6	6.27	0.02	0.97
8	15	568.3	6.91	0.02	0.98
6	14	570.4	9.03	0.01	0.99
12	16	570.4	9.10	0.01	1.00
5	8	572.4	11.08	0.00	1.00
1	16	573.7	12.39	0.00	1.00
7	18	575.1	13.74	0.00	1.00
9	20	575.2	13.84	0.00	1.00
3	18	577.4	16.03	0.00	1.00
11	10	579.9	18.52	0.00	1.00
Full	33	602.2	40.82	0.00	1.00

Table A.D6F Common goldeneye

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
7	12	530.9	0.00	0.59	0.59
1	10	533.6	2.61	0.16	0.76
9	14	535.4	4.45	0.06	0.82
12	13	536.1	5.16	0.04	0.87
5	12	536.1	5.19	0.04	0.91
11	14	536.8	5.87	0.03	0.94
3	12	537.1	6.13	0.03	0.97
6	11	537.5	6.57	0.02	0.99
8	10	541.5	10.59	0.00	0.99
10	17	541.7	10.72	0.00	1.00
4	15	541.7	10.77	0.00	1.00
2	8	549.0	18.07	0.00	1.00
Full	30	568.0	37.08	0.00	1.00

Table A.D6G Hooded merganser

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
6	12	299.0	0.00	0.60	0.60
5	15	300.8	1.80	0.25	0.85
2	10	303.3	4.32	0.07	0.92
1	15	303.6	4.65	0.06	0.98
4	14	305.8	6.84	0.02	1.00
3	23	317.3	18.31	0.00	1.00
8	12	318.5	19.49	0.00	1.00
11	17	320.0	20.98	0.00	1.00
12	14	322.6	23.62	0.00	1.00
10	16	324.6	25.67	0.00	1.00
7	17	326.8	27.85	0.00	1.00
9	25	338.9	39.89	0.00	1.00
Full	33	339.8	40.85	0.00	1.00

Table A.D6H Common merganser

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
8	13	471.9	0.00	0.48	0.48
7	14	473.7	1.79	0.20	0.68
2	11	475.1	3.18	0.10	0.78
10	15	475.5	3.58	0.08	0.86
12	15	475.9	3.99	0.07	0.92
1	12	477.5	5.58	0.03	0.95
9	16	477.7	5.83	0.03	0.98
4	13	479.9	8.03	0.01	0.99
6	13	480.3	8.42	0.01	0.99
3	14	481.7	9.81	0.00	1.00
11	20	482.2	10.27	0.00	1.00
5	18	487.6	15.71	0.00	1.00
Full	32	506.6	34.67	0.00	1.00

Table A.D6I Total waterfowl

Model no.	*K*	AICc	Δ_i	w_i	w_{cum}
5	14	986.8	0.00	0.56	0.56
3	16	988.8	2.04	0.20	0.76
6	14	989.8	3.04	0.12	0.88
4	11	990.0	3.26	0.11	0.99
2	19	995.9	9.16	0.01	1.00
11	16	999.8	13.04	0.00	1.00
1	22	1001.0	14.27	0.00	1.00
12	16	1001.4	14.68	0.00	1.00
9	18	1003.0	16.23	0.00	1.00
10	13	1005.0	18.22	0.00	1.00
8	21	1008.9	22.16	0.00	1.00
Full	31	1016.4	29.58	0.00	1.00
7	24	1017.1	30.38	0.00	1.00

LITERATURE CITED IN THE ARTICLE

Berteaux, D., S. de Blois, J.F. Angers, J. Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, M. M. Humphries, B. McGill, J. Larivée, T. Logan, P. Nantel, C. Périé, F. Poisson, D. Rodrigue, S. Rouleau, R. Siron, W. Thuiller, and L. Vescovi. 2010. The CC-Bio project: Studying the effects of climate change on Quebec biodiversity. Diversity 2:1181–1204.

Bordage, D., M. Grenier, N. Plante, and C. Lepage. 2002. Répartition potentielle de la sauvagine dans la région du réservoir Gouin, Québec. Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Série de rapports techniques No 374. Sainte-Foy, Québec, Canada.

Bordage, D., C. Lepage, and S. Orichefsky. 2003. Black Duck Joint Venture Helicopter Survey – Québec. Canadian Wildlife Service, Québec Region, Environment Canada. Annual report. Sainte-Foy, Québec, Canada.

Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second edition. Springer. New York, USA.

Canadian Forest Service. 2005. The state of Canada's forests 2004–2005. Annual Report FO1-6/2005E, Ottawa, Ontario, Canada.

Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet, and E. T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Washington, DC, USA.

Dzubin, A. 1969. Assessing breeding populations of ducks by ground counts. Saskatoon Wetlands Seminar. Canadian Wildlife Service Report Series 6:178–230.

Faraway, J. J. 2006. Extending the linear model with R: general linear, mixed effects, and nonparametric regression models. Chapman & Hall/CRC. Boca Raton, Florida, USA.

Federal, Provincial and Territorial Governments of Canada. 2010. Canadian Biodiversity: Ecosystem Status and Trends 2010. Report, Canadian Councils of Resource Ministers, Ottawa, Ontario, Canada.

Fournier, R. A., M. Grenier, A. Lavoie, and R. Hélie. 2007. Towards a strategy to implement the Canadian Wetland Inventory using satellite remote sensing. Canadian Journal of Remote Sensing 33:S1–S16.

Kirby, R. E., J. H. Riechmann, and L. M. Cowardin. 1985. Home range and habitat use of forest-dwelling Mallards in Minnesota. The Wilson Bulletin 97:215–219.

Lemelin, L. V., M. Darveau, L. Imbeau, and D. Bordage. 2010. Wetland use and selection by breeding waterbirds in the boreal forest of Quebec, Canada. Wetlands 30:321–332.

Lemelin, L. V., D. Bordage, M. Darveau, and C. Lepage. 2004. Répartition de la sauvagine et d'autres oiseaux utilisant les milieux aquatiques en période de nidification dans le Québec forestier. Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada. Série de rapports techniques No 422. Sainte-Foy, Québec, Canada.

Létourneau, J. P., A. Bard, and J. Lambert. 2009. Norme de cartographie écoforestière - Troisième inventaire forestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Québec, Canada.

Longcore, J. R., D. G. McAuley, G. R. Hepp, and J. M. Rhymer. 2000. American black duck (Anas rubripes). Account 481 in A. Poole and F. Gill, editors. The Birds of North America. The Birds of North America, Inc. Philadelphia, Pennsylvania, USA.

Marshall, I. B., and P. H. Schut. 1999. A National Ecological Framework for Canada - Overview. Ecosystems Science Directorate, Environment Canada, and Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/intro.html. Accessed 25 Jun 2007.

MDDEPQ. 2002. Le cadre écologique de référence (CÉR) pour l'aménagement du territoire et des ressources. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement.

MRNQ. 1999. Base de données topographiques du Québec (BDTQ) à l'échelle 1/20 000 - Normes de production, version 1.0. Ministère des Ressources naturelles du Québec.

Naugle, D. E., R. R. Johnson, M. E. Estey, and K. F. Higgins. 2001. A landscape approach to conserving wetland bird habitat in the Prairie Pothole Region of eastern South Dakota. Wetlands 20:1–17.

Newbold, S., and J. M. Eadie. 2004. Using species-habitat models to target conservation: a case study with breeding mallards. Ecological Applications 14:1384–1393.

Reynolds, R. E., D. R. Cohan, and M. A. Johnson. 1996. Using landscape information approaches to increase duck recruitment in the Prairie Pothole Region. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resource Conference 61:86–93.

Richards, S. A. 2008. Dealing with overdispersed count data in applied ecology. Journal of Applied Ecology 45:218–227.

Ringelman, J. K., J. R. Longcore, and R. B. Owen, Jr. 1982. Breeding habitat selection and home range of radio-marked black ducks (Anas rubripes) in Maine. Canadian Journal of Zoology 60:241–248.

Smith, C., J. Morissette, S. Forest, D. Falk, and E. Butterworth. 2007. Synthesis of technical information on forest wetlands in Canada. Technical Bulletin No. 938, National Council for Air and Stream Improvement, Inc., Research Triangle Park, North Carolina, USA.

Venables, W. N., and B. D. Ripley. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth edition. Springer, New York, New York, USA.

White, G. C., and R. E. Bennetts. 1996. Analysis of frequency count data using the negative binomial distribution. Ecology 77:2549–2557.

Yerkes, T., R. Paige, R. MacLeod, L. Armstrong, G. Soulliere, and R. Gatti. 2007. Predicted distribution and characteristics of wetlands used by mallard pairs in five Great Lakes states. American Midland Naturalist 157:356–364.

BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

ADAMS, V.M., PRESSEY, R.L. & ALVAREZ-ROMERO, J.G. 2016. Using optimal land-use scenarios to assess trade-offs between conservation, development and social values. Plos one, Open Source (DOI:10.1371/journal.pone.0158350), 20 p.

ADAMUS, P. R. & STOCKWELL, L. T. 1983. Critical review and evaluation concepts of method for wetland functional assessment. U.S Department of Transportation, Federal Highway Administration Rapport no. FHWA-IP-82-23, 176 p.

AIRAMÉ, S. DUGAN, J.E. LAFFERTY, K.D. LESLIE, D., McARDLE, D.A. & WARNER, R.R. 2003. Applying Ecological Criteria to Marine Reserve Design: A Case Study from the California Channel Islands. Ecological Applications 13:170-184

ANDO, A. & CAMM, J, POLASKY, S et SOLOW, A. 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. Science, 279, 2126-2128.

ARDRON, J.A. 2007. Modelling Marine Protected Areas (MPAs) in British Columbia. American Fisheries Society Symposium 49: 587-599.

ARDRON, J. A., POSSINGHAM, H. P. & KLEIN, C. J. 2010. Marxan good practices handbook version 2. Pacific Marine Analysis and Research Association, 165 p.

BALL, I. R., POSSINGHAM, H. P. & WATTS, M. 2009. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14. Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools., Oxford University Press, Oxford, UK., 185-195.

BALMFORD, A., BRUNER, A., COOPER, P., COSTANZA, R., FARBER, S., GREEN, R. E., JENKINS, M., JEFFERISS, P., JESSAMY, V., MADDEN, J., MUNRO, K., MYERS, N., NAEEM, S., PAAVOLA, J., RAYMENT, M., ROSENDO, S., ROUGHGARDEN, J., TRUMPER, K. & TURNER, R. K. 2002. Ecology - Economic reasons for conserving wild nature. Science, 297, 950-953.

BANNER, A. & MACKENZIE, W. 2000. The Ecology of Wetland Ecosystems. B.C. Ministry of Forests, Research Branch, Prince Rupert Forest Region.

BARKER, N. K. S., CUMMING, S. G. & DARVEAU, M. 2014. Models to predict the distribution and abundance of breeding ducks in Canada. Avian Conservation and Ecology, 9, 62 p.

BEATTY, W. S., KESLER, D. C., WEBB, E. B., RAEDEKE, A. H., NAYLOR, L. W. & HUMBURG, D. D. 2014a. The role of protected area wetlands in waterfowl habitat conservation: Implications for protected area network design. Biological Conservation, 176, 144-152.

BEATTY, W. S., WEBB, E. B., KESLER, D. C., RAEDEKE, A. H., NAYLOR, L. W. & HUMBURG, D. D. 2014b. Landscape effects on mallard habitat selection at multiple spatial scales during the non-breeding period. Landscape Ecology, 29, p. 989-1000.

BETHKE, R. W. & NUDDS, T. D. 1993. Variation in the diversity of ducks along a gradient of environmental variability. Oecologia, 93, p. 242-250.

BORDAGE, D., LEPAGE, C. & ORICHEFSKY, S. 2003. Inventaire en hélicoptère du Plan conjoint sur le Canard noir au Québec - Rapport annuel, printemps 2003. Sainte-Foy, Québec, Canada: Service canadien de la faune, Environnement Canada, Région du Québec.

BRANDT, J. P., FLANNIGAN, M. D., MAYNARD, D. G., THOMPSON, I. D. & VOLNEY, W. J. A. 2013. An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. Environmental Reviews, 21, p.207-226.

BRASSARD, F., BOUCHARD, A. R., BOISJOLY, D., POISSON, F., BAZOGE, A., BOUCHARD, M. A., LAVOIE, G., TARDIF, B., BERGERON, M., PERRON, J., BALEJ, R. & BLAIS, D. 2010. Portrait du réseau d'aires protégées au Québec 2002-2009 Rapport présenté par le Ministère du développement durable, environnement et parcs du Québec, 232 p.

BRETON, M. N., DARVEAU, M. & BEAULIEU, J. 2005. Développement d'une méthode de classification automatisée des MH et des MR en forêt boréale. Rapport technique No. Q2005-1 34 p.

CARWARDINE, J. ROCHESTER, W.A. RICHARDSON, K.S. WILLIAMS, K.J. PRESSEY, R.L. & POSSINGHAM, H.P. 2007. Conservation planning with irreplaceability : does the method matter ? Biodiversity Conservation 16 : 245. doi:10.1007/s10531-006-9055-4

CIMON-MORIN, J., DARVEAU, M. & POULIN, M. 2013. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning : A review. Biological Conservation. 166, 144-154.

CIMON-MORIN, J., DARVEAU, M. & POULIN, M. 2015. Site complementarity between biodiversity and ecosystem services in conservation planning of sparsely-populated regions. Environmental Conservation, 1-13.

CIMON-MORIN, J., DARVEAU, M. & POULIN, M. 2016. Consequences of delaying conservation of ecosystem services in remote landscapes prone to natural resource exploitation. Landscape Ecology, 31, 825-842.

CORE TEAM, R. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computin, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/.

DUNNETT, C.W. 1979. Pairwise multiple comparisons in the Unequal variance case. Journal of the Americain statistical association 75 : 372. P.796-800.

EICHHOLZ, M. W. & ELMBERG, J. 2014. Nest site selection by Holarctic waterfowl: A multi-level review. Wildfowl p. 86-130.

ENVIRONNEMENT CANADA 1986. Les milieux humides au Canada : une ressource à conserver. Direction des terres humides, Feuillet d'information 86-4, 8p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2013. How much habitat is enough (third edition) ? Environnement Canada, Toronto, Ontario. 130 p.

FERDANA, Z. 2002. Approaches to integrating a marine GIS into The Nature Conservancy's ecoregional planning process. In: Breman J (eds) Marine geography: GIS for oceans and seas. ESRI, Redlands WA, pp 151–158

FUSTEC, É. & LEFEUVRE, J. C. (eds.) 2000. Fonctions et valeurs des zones humides, Paris, France: Dunod.

GBRMPA (Great Barrier Reef Marine Park Authority) Representative Areas in the Marine Park. http://www.gbrmpa.gov.au/corp_site/key_issues/conservation/rep_areas/?rep_areas_overview.html

GERARDIN, V., DUCRUC, J. P. & BEAUCHESNE, P. 2002. Planification du réseau d'aires protégées du Québec : Principes et méthodes de l'analyse écologique du territoire. VertigO, 3, 30-36.

GROVES, C. R. 2003. Drafting a Conservation Blueprint, Washington, D.C., Island Press.

HAGY, H. M., YAICH, S. C., SIMPSON, J. W., CARRERA, E., HAUKOS, D. A., JOHNSON, W. C., LOESCH, C. R., REID, F. A., STEPHENS, S. E., TINER, R. W., WERNER, B. A. & YARRIS, G. S. 2014. Wetland issues affecting waterfowl conservation in North America. Wildfowl p. 343-367.

HUNTER, M. L., GEORGE, L. J., JR & WEBB, T. I. 1988. Paleoecology and the Coarse-Filter approach to maintaining biological diversity. Conservation Biology, 2.

HUNTER, M. L., JR 2005. A Mesofilter Conservation Strategy to Complement Fine and Coarse Filters. Conservation Biology, 19, 1025-1029.

INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC 2016. Bulletin statistique régional - Abitibi-Témiscamingue.

JETTÉ, J.-P., LEBLANC, M., BOUCHARD, M., DÉRY, S. & VILLENEUVE, N. 2013. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré - Partie 2 Élaboration de solutions aux enjeux Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, 159 p.

JONES, J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. The Auk, 118, 557-562.

LACHANCE, D. 2005. La diversité écologique d'un écosystème dans un paysage agricole : Le cas des tourbières du bas st-laurent (Québec). Thèse présentée à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval pour l'obtention du grade de Philosophiæ Doctor (Ph.D.), 117 p.

LALONDE, R., GLEESON, J., GRAY, P. A., DOUGLAS, A., BLAKEMORE, C. & FERGUSON, L. 2012. Climate Change Vulnerability Assessment and Adaptation Options for Ontario's Clay Belt – A Case Study. Rapport présenté par le ministère des ressources naturelles d'Ontario, 64 p.

LAMBECK, R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology 11:849-856.

LEMELIN, L. V., BORDAGE, D., DARVEAU, M. & LEPAGE, C. 2004. Répartition de la sauvagine et d'autres oiseaux utilisant les milieux aquatiques en période de nidification dans le Québec forestier. Sainte-Foy, Québec, Canada: Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada.

LEMELIN, L. V. & DARVEAU, M. 2005. Analyse de la prise en compte des hydrosystèmes de la forêt boréale par la Stratégie québecoise sur les aires protégées. Rapport technique CIC Nº Q2005-4 84 p.

LEMELIN, L. V., DARVEAU, M., IMBEAU, L. et BORDAGE, D. 2010. Wetland use and selection by breeding waterbirds in the boreal forest of Quebec, Canada. Wetlands 30:321-332.

LEMELIN, L. V., IMBEAU, L., DARVEAU, M. & BORDAGE, D. 2007. Local, short-term effects of forest harvesting on breeding waterfowl and common loon in forest-dominated landscapes of Quebec. Avian Conservation and Ecology 2, 12 p.

LEMELIN, L.-V., DARVEAU, M., YERKES, T., BORDAGE, D. & COLUCY, J. 2008. Report on wetland and waterfowl mapping and modeling in Quebec boreal forest. Rapport de Canards Illimités 46 p.

LEPAGE, C. & BORDAGE, D. 2013. État des populations de sauvagine du Québec, 2009. Série de rapports techniques No. 525, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Québec. , 250 p.

LETHOMAKI, J. & MOILANEN, A. 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. Environmental Modeling and Software. 47 p. 128 – 137.

LÉVEILLÉ, J.-P. 2007. L'industrie de la tourbe au Bas-Saint-Laurent. Une histoire d'image. Perceptions des habitants de la municipalité de Saint-Arsène. Essai (M. ATDR), Université Laval, Québec, Québec.

LI, T. & DUCRUC, J. P. 1999. Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec. Ministère du Développement Durable et des Luttes contre les Changements Climatiques, 90 p.

Loi sur la Conservation du Patrimoine Naturel du Québec, LCPN, c.74

Loi sur l'Impôt Minier, LRQ, c.6

Loi sur les Mines, LRQ, c.M-13.1

MACE, G. M., POSSINGHAM, H. P. & LEADER-WILLIAMS, N. 2006. Prioritizing choices in conservation. In McDonald, D.W. and Service, K. (eds) Key Topics in Conservation Biology. Blackwell publishing (USA), 17-34.

MARGULES, C. R., NICHOLLS, A. O. & PRESSEY, R. L. 1988. Selecting Networks of Reserves to Maximise Biological Diversity. Biological Conservation, 43, 63-76.

MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. Nature, 405, 243-253.

MÉNARD, S., DARVEAU, M. & IMBEAU, L. 2013. The importance of geology, climate and anthropogenic disturbances in shaping boreal wetland and aquatic landscape types. Ecoscience, 20, 399-410.

MÉNARD, S., DARVEAU, M., IMBEAU, L. & LEMELIN, L. V. 2006. Méthode de classification des milieux humides du Québec boréal à partir de la carte écoforestière du 3e inventaire décennal. Rapport technique No Q2006-3, Canards Illimités Canada - Québec., 19 p.

MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES NATURELLES. 2015a. Rapport sur les activités minières au Québec 2014 - Chapitre 1 19 p.

MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES NATURELLES. 2015b. Rapport sur les activités minières du Québec 2014 - Chapitre 2. 17 p.

MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES NATURELLES. 2012. Plan d'aménagement du territoire (PATP) – région Abitibi-Témiscamingue, Québec, Qc, Canada, 690 p.

MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES NATURELLES. 2006. Portait territorial Abitibi-Témiscamingue. Direction générale de l'Abitibi-Témiscamingue et Direction régionale de la gestion du territoire public de l'Abitibi-Témiscamingue. 88 p.

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS. 2009. Normes de cartographie écoforestière troisième inventaire écoforestier (révisé). Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, 109 p.

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS. 2015a. Guide d'utilisation des produits intégrés de l'inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur des Forêts, Direction des inventaires forestiers, 44 p.

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS. 2015b. Norme de stratification écoforestière - Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional (réédition 2008). Direction des inventaires forestiers.

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS. 2015c. Norme de photo-interprétation du Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur des Forêts, Direction des inventaires forestiers, 151 p.

MITSCH, W. J. & HERNANDEZ, M. E. 2013. Landscape and climate change threats to wetlands of North and Central America. Aquatic Sciences, 75, 133-149.

MORELLI, F., BENEDETTI, Y. & TRYJANOWSKI, P. 2016. Differences between niches of anthropocentric and biocentric conservationists : Wearing old clothes to look modern ? Journal for Nature Conservation, 34, 101-106.

MORRISON, D. 2003. Plein yeux sur la forêt boréale. Le conservationniste, 17, p.12-18.

MUNRO, K.G. 2006. Evaluatin Marxan as a terrestrial conservation planning tool. Thesis University of British Columbia. 77 p.

NAIDOO, R., BALMFORD, A., FERRARO, P. J., POLASKY, S., RICKETTS, T. H. & ROUGET, M. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. Ecology and Evolution, 21, 682-687.

NAUGLE, D. E. 2011. Energy development and wildlife conservation in western north america. . Island Press. États-Unis. , 333 p.

NORTH AMERICAN WATERFOWL MANAGEMENT PLAN 2012. The North American Waterfowl Management Plan - People conserving waterfowl and wetlands.

NORTH AMERICAN WATERFOWL MANAGEMENT PLAN 2014. Revised Objectives - An addendum to the 2012 North American Waterfowl Management Plan.

NOSS, R. 1995. Maintaining ecologial integrity in representative reserve networks. Discussion paper. World Wildlife Fund – Canada / World Wildlife Fund – United States.

NOSS, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). Biological Conservation, 41, 11-37.

PAYETTE, S. & ROCHEFORT, L. (eds.) 2001. Écologie des tourbières du Québec-Labrador, Québec, Canada: Les Presses de l'Université Laval.

PELLERIN, S. & POULIN, M. 2013. Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Rapport présenté au Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 104 p.

POLASKY, S. CAMM, J. & GARBER-YONTS, B. 2001. Selecting biological reserves cost-effectively : an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. Land Economy, 77.

POLASKY, S. NELSON, E. LONSDORF, E. FACKLER, P. & STARFIELD, A. 2005. Conserving species in a working landscape : land use with biological and economic objectives. Ecological Applications, 15, 1387-1401.

POSSINGHAM, H. P., BALL, I.R., ANDELMAN, S.J., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson, S., Burgman, M.A. (Eds.), Quantitative Methods for Conservation Biology. Springer-Verlag, New York, p. 291-305

POSSINGHAM, H. P., BODE, M. & KLEIN, C. J. 2015. Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. PLoS Biology, 13, 15 p.

POULIN, M., ROCHEFORT, L., PELLERIN, S. & THIBAULT, J. 2004. Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. . Geocarrefour 79, p. 331-344.

PRESSEY, R. L. 1994. Ad Hoc Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? Biological Conservation, 8, 662-668.

PRESSEY, R. L., HUMPHRIES, C. J., MARGULES, C. R., VANE-WRIGHT, R. I. & WILLIAMS, P. H. 1993. Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection. Trends in Ecology and Evolution, 8, 124-128.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. R language definition. Vienne, Vienne : R

ROBERGE, J. M. & ANGELSTAM, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. Conservation Biology, 18, 76-85.

ROCHEFORT, L., STRACK, M., POULIN, M., PRICE, J. S., GRAF, M., DESROCHERS, A. & LAVOIE, C. 2012. Chapter : Northern peatlands. Wetland Habitats of North America : Ecology and conservation concerns 18 p.

SAUCIER, F. 2011. Développement d'une approche de planification systématique pour l'élaboration de réseaux de conservation représentatifs fait d'aires protégées qui visent la persistance de la biodiversité à long terme. Mémoire (M. A.), Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec., 135 p.

SCOTT, J. M., DAVIS, F., CSUTI, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ANDERSON, H., CAICCO, S., D'ERCHIA, F., EDWARDS, T. C., JR., ULLIMAN, J. & WRIGHT, R. G. 1993. Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. Wildlife Monographs, 123, 1-41.

SMITH, J. L., LEWIS, K. & LAUGHREN, J. 2006. A policy and planning framework for marine protected area networks in Canada's oceans. WWF-Canada, 105 p.

STEWART, R.R. NOYCE, T. POSSINGHAM, H.P. 2003. Opportunity cost of ad hoc marine reserve design decisions – an example from South Australia. Marine Ecology 253 p.25–38.

SVANCARA, L. K., BRANNON, R. J., SCOTT, M., GROVES, C. R., NOSS, R. F. & PRESSEY, R. L. 2005. Policy-driven versus Evidence-based conservation : a review of political targets and biological needs. BioScience, 55, 989-995.

TEAR, H. T., KAREIVA, P., ANGERMEIER, P. L., COMER, P., CZECH, B., KAUTZ, R., LANDON, L., MEHLMAN, D., MURPHY, K., RUCKELSHAUS, J., SCOTT, J. M. & WILHERE, G. 2005. How much is enough? The reccurent problem of setting mesurable objectives in conservation. Bioscience, 55, 10 p.

UICN. 2003. Recommendations of the Fifth IUCN World Parks Congress, Durban. Benefits Beyond Boundaries, Durban, South Africa, 8–17 September 2003. http://cmsdata.iucn.org/downloads/recommendationen.pdf.

US FISH AND WILDLIFE SERVICE. 2014. Waterfowl population status 2014. US Departement of the Interior, Washington, DC, USA. 82 p.

WARNER, B. G. & RUBEC, C. D. A. (eds.) 1997. Système de classification des terres humides du Canada: Wetlands Research Centre, University of Waterloo, Ontario, Canada.

WELLS, J., ROBERTS, D., LEE, P., CHENG, R. & DARVEAU, M. 2010. Une forêt bleue - La forêt boréale du Canada : Le gardien d'eau de la planète. International Boreal Conservation Campaign, 74 p.

WIKEN, E., NAVA, F. J. & GRIFFITH, G. 2011. North American Terrestrial Ecoregions-Level III. . Report Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Quebec, 149 p.