

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

MODÉLISATION DE L'HABITAT DE LA SAUVAGINE EN NIDIFICATION
DANS LE QUÉBEC FORESTIER

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE
EXTENSIONNÉ(E) DE
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR
MARIE-HÉLÈNE OUELLET D'AMOURS

MARS 2010

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

J'adresse mes chaleureux remerciements à mes superviseurs, Marcel Darveau et Louis Imbeau, dont le soutien scientifique et humain m'a permis de traverser bien des embûches au cours de ce projet. Je tiens à remercier mes proches qui m'ont soutenue au cours de ma maîtrise et en particulier Simon, ma famille et mes amis, ainsi que ma collègue et amie Julie Labbé, avec qui je partage quelques-uns des plus beaux souvenirs de ces deux années. J'adresse également un merci spécial à l'équipe compétente, dynamique et amicale de Canards Illimités Canada au bureau de Québec, qui m'a bien épaulée et au sein de laquelle j'ai eu beaucoup de plaisir à évoluer. Je tiens à remercier sincèrement Marc Mazerolle, professionnel de recherche à l'UQAT, qui m'a été d'un secours appréciable à l'étape des analyses statistiques. Je remercie également Daniel Bordage, du Service canadien de la faune, pour l'accès aux données et le soutien. Enfin, merci à mon assistant dans l'acquisition de données, David Lamontagne Métivier.

Ce projet a été financé par Canards Illimités Canada, le Plan conjoint sur le Canard noir et le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie, organisme duquel j'ai reçu une bourse à incidence industrielle de deux ans. Les données des inventaires de sauvagine ont été fournies par le Service canadien de la faune. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune ont quant à eux fourni les données d'habitat et d'altérations. Le programme boréal de Canards Illimités bénéficie de financement de l'Initiative boréale canadienne et du Plan conjoint des habitats de l'Est. Je désire remercier tous ces organismes, qui ont permis la réalisation du présent projet de recherche.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire est le résultat de deux années de recherche conjointes avec Louis Imbeau (directeur) et Marcel Darveau (co-directeur). J'ai réalisé la totalité des travaux de ce projet de recherche, soit la collecte de données, les analyses et la rédaction de ce mémoire. La mise en forme de ce document pourra éventuellement servir à sa publication sous forme d'article dans un périodique scientifique. Daniel Bordage, du Service canadien de la faune, serait le quatrième auteur de l'article.

Dans la section méthodologie, les portions touchant à l'aire d'étude et aux inventaires de sauvagine sont inspirées du mémoire de Louis-Vincent Lemelin, déposé à l'UQAT en 2007, attendu que nos travaux respectifs ont utilisé les mêmes bases de données pour les abondances de sauvagine.

TABLE DES MATIÈRES

<i>Remerciements</i>	<i>ii</i>
<i>Avant-propos</i>	<i>iii</i>
<i>Liste des tableaux</i>	<i>vi</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>vii</i>
<i>Résumé</i>	<i>viii</i>
1. Introduction	1
1.1 Prédications	3
2. Méthodologie	5
2.1 Aire d'étude	5
2.2 Inventaires de sauvagine	6
2.3 Sources des données d'habitat et d'altération de l'habitat	7
2.4 Analyses statistiques	9
3. Résultats	12
3.1 Cartes descriptives	12
3.2 Effet des variables d'altération sur la sélection de l'habitat par la sauvagine	13
4. Discussion	15
4.1 Interactions entre le Canard noir et le Canard colvert	15
4.2 Étangs de castor	15
4.3 Bâtiments	16
4.4 Réservoirs	17
4.5 Chemins forestiers	18
4.6 Acidité des eaux de surface	19

4.7 Grand Brochet.....	20
4.8 Aspect temporel, habitat naturel et limites des données	21
5. <i>Conclusion</i>	23
6. <i>Tableaux et Figures</i>	26
7. <i>Bibliographie</i>	35

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Nombre d'équivalents couples nicheurs (ÉCN) par espèce de sauvagine dans les 71 quadrats de l'aire d'étude et indice annuel par quadrat, pour les années 1990 à 2005.....	27
Tableau 2. Longueur moyenne de rivage dans les quadrats pour les 19 combinaisons d'habitat ayant servi à construire les axes d'analyse en composantes principales (PCA) résumant l'habitat naturel disponible.....	28
Tableau 3. Résultats des modèles mixtes pour l'effet des variables explicatives sur l'abondance des huit espèces de sauvagine abondantes dans l'aire d'étude ($\beta \pm IC\ 95\%$; p). Où BCN= Bernache du Canada ; CNOc1= Canard noir (modèle comptant l'abondance de Canard colvert en variable explicative) ; CNO= Canard noir (modèle sans l'abondance de Canard colvert en variable explicative) ; COL= Canard colvert ; COU= Harle couronné ; FUC= Fuligule à collier ; GAO= Garrot à œil d'or ; GHA= Grand Harle ; SAV= Sarcelle d'hiver ; Prin1 et Prin2= les deux axes significatifs de la PCA représentant l'habitat naturel. Les résultats dont le seuil de signification (p) $< 0,10$ sont en gras.	29

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Localisation de la zone d'étude des inventaires hélicoptés du PCCN contenant 156 quadrats de 25 km² (5x5km) et de l'aire d'étude des analyses contenant 71 quadrats dans le Québec forestier. 30
- Figure 2.** Cartographie des variables d'altération dans les quadrats. La taille des cercles est proportionnelle à la valeur numérique sur la carte. Le chiffre dans la légende donne la valeur associée à un cercle de cette taille. Un carreau blanc indique la position d'un quadrat avec absence de la variable d'altération. A) Densité des bâtiments et des baux de villégiature (somme de bâtiments et de baux de villégiature). La proportion de chaque type d'infrastructure est représenté par des teintes différentes. B) Superficie des étangs de castor (superficie des étangs en km²). C) Superficie des réservoirs (superficie des réservoirs en km²) et répartition des barrages de plus d'un mètre (points rouges) dans l'aire d'étude. D) Densité des chemins forestiers (m/25km²). E) Valeurs de pH des eaux de surface issues d'une interpolation dans l'aire d'étude. F) Présence (quadrats verts) et absence (quadrats blancs) du brochet..... 31
- Figure 3.** Histogramme des estimés significatifs des paramètres d'altération résultant des modèles de l'abondance de couples pour chacune des huit espèces les plus abondantes dans l'aire d'étude. Où BCN= Bernache du Canada ; CNOC1= Canard noir (modèle comptant l'abondance de Canard colvert en variable explicative) ; CNO= Canard noir (modèle sans l'abondance de Canard colvert en variable explicative) ; COL= Canard colvert ; COU= Harle couronné ; FUC= Fuligule à collier ; GAO= Garrot à œil d'or ; GHA= Grand Harle ; SAV= Sarcelle d'hiver. 32
- Figure 4.** Densité potentielle interpolée basée sur des modèles d'habitat pour le Canard colvert dans l'aire d'étude des inventaires hélicoptés du PCCN et du SCF. Tirée de Lemelin et al. (2008). 33
- Figure 5.** Cartes d'abondances des populations nicheuses de Canard colvert en 1990 et 2001 basées sur les données des inventaires des populations nicheuses et de l'habitat de la sauvagine (Waterfowl Breeding Populations and Habitat Survey) et générées par la ressource électronique du U.S. Fish and Wildlife Service (2009). 34

RÉSUMÉ

La sauvagine boréale québécoise est souvent considérée comme peu affectée par les perturbations anthropiques sur ses aires de nidification, en raison de sa situation éloignée des centres urbains. En examinant les relations entre la forêt boréale et les espèces de sauvagine qui y nichent, ce projet de recherche visait principalement à tester cette affirmation et à déterminer le rôle des divers facteurs d'altération dans la sélection d'habitat par les huit espèces de sauvagine les plus abondantes dans l'aire d'étude. L'objectif secondaire était de dresser un portrait quantitatif des perturbations anthropiques sur le territoire de la forêt boréale québécoise. Les données de sauvagine utilisées pour l'étude provenaient de l'inventaire héliporté du Plan conjoint sur le Canard noir et du Service canadien de la faune. Les analyses ont porté sur les abondances de couples nicheurs pour 15 années d'inventaire (entre 1990 et 2005), échantillonnées dans 71 quadrats de 25 km² chacun, répartis systématiquement sur plus de 272 000 km² de forêt boréale québécoise. À l'aide de modèles mixtes linéaires, ces abondances ont été mises en relation avec sept variables d'altération d'habitat et d'interaction biotique, à l'échelle des quadrats d'inventaire.

Selon les cartes d'abondance des altérations, les activités humaines sont généralement présentes à large échelle sur le territoire d'étude. Après avoir contrôlé les effets de l'année d'inventaire et de l'habitat naturel disponible, les modèles démontrent que les couples nicheurs de trois espèces utilisent davantage les étangs créés par le castor comme habitat de nidification, soit le Canard noir (*Anas rubripes*), le Fuligule à collier (*Aythya collaris*) et le Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*). À l'échelle de l'aire d'étude, ces travaux sont les premiers à identifier l'impact significativement positif des étangs de castor sur l'abondance de couples nicheurs. Les résultats indiquent également que les couples nicheurs de Garrot à œil d'or et de Bernache du Canada (*Branta canadensis*) sont moins abondants dans les quadrats où la présence humaine est importante. Dans les mêmes conditions, les couples sont toutefois plus abondants pour deux autres espèces, soit le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) et le Harle couronné (*Lophodytes cucullatus*). La présente étude est ainsi la première à confirmer que la forêt boréale québécoise n'est plus un écosystème intact du point de vue de la sauvagine en période de nidification.

Mots clés : altération de l'habitat, forêt boréale, Québec, sauvagine, sélection de l'habitat.

1. INTRODUCTION

La forêt boréale de l'est de l'Amérique du Nord est souvent perçue comme un vaste territoire où les milieux humides et la sauvagine sont peu nombreux et de faible importance à l'échelle continentale pour la conservation (North American Waterfowl Management Plan, 2004). La forêt boréale québécoise, avec plus de 540 000 km², constitue la plus importante partie de ce territoire. En plus de 339 769 kilomètres de ruisseaux comptabilisés comme éléments linéaires, cette forêt compte plus de 118 000 km² de milieux humides et d'eaux profondes, soit environ 22% de sa superficie (Ménard et al., 2006). Vingt-et-une espèces de sauvagine y trouvent un habitat de nidification répondant à leurs besoins spécifiques. Parmi elles, le Canard noir (*Anas rubripes*) y est l'espèce la plus abondante ; on trouve d'ailleurs sur ce territoire plus de 50% de sa population mondiale (Bordage, 2009, comm. pers.).

En général, les milieux humides boréaux sont considérés comme bien protégés, puisqu'ils couvrent une vaste étendue et se trouvent à grande distance des pressions de l'étalement urbain (Foote and Krogman, 2006). Pourtant, la forêt boréale soutient de nombreuses activités humaines, dont plusieurs sont susceptibles de modifier les habitats fauniques, telles que la récolte forestière et la construction de chemins forestiers. D'autres types d'activités anthropiques contribuent à des altérations moins visibles mais chroniques des habitats, telles que les réseaux routiers. Ces derniers ont un impact marqué sur les quantités de sédiments introduits dans les hydrosystèmes (Trombulak and Frissell, 2000), ainsi que des effets subtils comme celui de faciliter la pénétration des prédateurs généralistes de nids (Boulet and Darveau, 2000). L'importance des autres altérations plus apparentes comme l'extraction minière, la villégiature, l'aménagement pour la pêche sportive, la production hydroélectrique et les ouvrages de rétention d'eau est en augmentation au Québec, possiblement au détriment des couples nicheurs de sauvagine via la perte d'habitats, l'altération des écosystèmes et le dérangement anthropique. D'autres facteurs, reliés à des activités humaines à l'échelle planétaire, tels que l'acidification de l'eau et les changements climatiques, y ont aussi un impact. Le castor (*Castor canadensis*), un acteur majeur dans nos

paysages boréaux, est également affecté par les activités humaines modifiant son habitat (Lafond et al., 2003), ce qui se répercute sur les habitats de sauvagine. Enfin, puisque les interactions entre les poissons et la sauvagine découlant de la prédation et de la compétition alimentaire peuvent structurer les communautés aviaires (Eriksson, 1979; Paasivaara and Pöysä, 2004) et que l'accès au territoire peut favoriser l'introduction volontaire ou accidentelle d'espèces de poissons, les communautés de poissons pourraient également influencer sur la sélection d'habitat de la sauvagine en période de nidification.

La récolte forestière annuelle de près de 350 000 ha (Ministère des Ressources naturelles, 2002) est la source d'altération écologique la plus évidente au sein de la forêt boréale québécoise. Selon une étude récente, les couples de sauvagine en nidification démontrent néanmoins une certaine plasticité à court terme face à ce type de perturbation (Lemelin et al., 2007). Bien que les préférences d'habitat en période de nidification soient également bien documentées jusqu'à maintenant (Lemelin et al., 2010), peu d'études se sont attardées à l'examen des relations entre les espèces de sauvagine en nidification et les perturbations de leur habitat en forêt boréale de l'Est.

Comme les altérations de l'habitat peuvent modifier la sélection d'habitat et qu'elles sont mal documentées, cette étude exploratoire visait à dresser un portrait géographique des altérations dans l'aire d'étude, en vue de vérifier comment les divers facteurs d'altération contribuent à la sélection d'habitat par la sauvagine boréale. Ainsi, bien que des études antérieures aient pris en compte la disponibilité de différents milieux humides et aquatiques ainsi que les coupes forestières comme facteurs pouvant affecter la distribution de la sauvagine en période de nidification (Lemelin et al., 2007), la présente étude visait à bonifier cette compréhension en incluant des variables liées à l'altération anthropique de l'habitat telles que les chemins forestiers et les routes, la villégiature, les bâtiments, les réservoirs engendrés par les barrages et l'acidité des eaux de surface. Deux facteurs biotiques sont également inclus dans ces modèles, soit les étangs résultant de l'activité du castor et la présence du principal prédateur aquatique de canetons, le Grand Brochet (*Esox lucius*).

1.1 Prédiction

Les modèles de cette étude sont basés sur la connaissance *a priori* des besoins de la sauvagine nidificatrice en matière d'habitat. Les prédictions suivantes ont été dégagées de cette littérature.

(1) Les étangs de castor ont un effet positif sur la sauvagine en nidification en général (Gabor et al., 2005; Rempel et al., 1997; Ringelman and Longcore, 1982). Les couples nicheurs, particulièrement les couples de canards barboteurs et de Harle couronné (*Lophodytes cucullatus*), seront plus nombreux dans les quadrats où la superficie des étangs de castor sera la plus importante. La sélection des quadrats par les autres canards plongeurs ne sera pas affectée par la superficie des étangs de castor.

(2) La villégiature et les bâtiments affectent négativement la sauvagine en nidification, notamment par l'accès facilité aux prédateurs (Hanson, 2001). Les couples d'espèces nichant au sol seront moins nombreux suivant l'accroissement du nombre de bâtiments et de baux de villégiature dans les quadrats.

(3) Les réservoirs résultant de barrages de plus d'un mètre, susceptibles de causer du marnage dans les plans d'eau, ont généralement un impact négatif sur la sauvagine en nidification (Houde-Fortin and Gibeault, 2007; St-Georges, 1992). Les couples d'espèces nichant au sol éviteront les quadrats contenant des plans d'eau qui sont en contact avec les barrages, puisque la structure naturelle de leurs berges est sujette à changement et que les nids sont vulnérables à l'inondation. En revanche, les espèces piscivores seront davantage associées aux quadrats comprenant ces réservoirs, puisqu'elles seront favorisées par l'augmentation de la superficie des plans d'eau.

(4) Les chemins forestiers affectent négativement la sauvagine en nidification (Boulet and Darveau, 2000; Trombulak and Frissell, 2000). Les couples d'espèces nichant au sol seront en moins grand nombre dans les quadrats où la densité de chemins est importante et les espèces arboricoles devraient aussi être retrouvées en moindre nombre dans ces quadrats.

(5) L'acidité des plans d'eau ($\text{pH} < 4,5$) a un effet généralement négatif sur la sauvagine en nidification (DesGranges and Gagnon, 1994). Les couples d'espèces invertivores seront en

plus grand nombre dans les quadrats dont le pH associé se situe entre 4,5 et 7,0. Toutefois, le Garrot à œil d'or pourrait tirer avantage des quadrats dans lesquels l'acidité est légèrement plus élevée ($\text{pH} < 4,5$).

(6) La présence du Grand Brochet, prédateur de canetons, affecte négativement l'abondance de sauvagine en nidification (Paasivaara and Pöysä, 2004; Palmer, 1976). La densité de sauvagine en nidification sera plus faible dans les quadrats où il y a présence de Grand Brochet.

(7) Le Canard colvert utilise les milieux humides de la même façon que le Canard noir (Dwyer and Baldassarre, 1994). De plus, il a grandement étendu son aire de répartition vers l'Est dans les dernières décennies (Heusmann, 1974). L'abondance de couples de Canard noir en nidification sera plus importante dans les quadrats comprenant des abondances de Canard colvert élevées.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude utilisée dans les présentes analyses est un territoire inclus dans la zone des inventaires héliportés du Plan conjoint sur le Canard noir (PCCN) et du Service canadien de la faune (SCF) au Québec. Ces inventaires sont réalisés annuellement depuis 1990, en période de nidification, sur 156 quadrats de 25 km² (5 x 5 km) répartis systématiquement (figure 1). Ce territoire, d'une superficie de près de 540 000 km², couvre la majeure partie du Québec forestier. S'étendant d'ouest en est du Québec, elle est limitée au nord par le 51°15' N et au sud par les basses terres du Saint-Laurent. Elle exclut toutefois le fleuve Saint-Laurent (rives et îles), les basses terres du lac Saint-Jean, l'île d'Anticosti, ainsi que la portion des Appalaches située au sud du 47°N. Les températures annuelles moyennes de la zone d'étude décroissent graduellement du sud au nord, passant de +3 à -3 °C. Les précipitations annuelles moyennes diminuent du sud-est vers le nord-ouest d'environ 1 100 à 700 mm (Gerardin and McKenney, 2001).

Sur les 156 quadrats d'origine, 81 ont été retirés des analyses, soit ceux pour lesquels les données sur les barrages de castor n'ont pas été recueillies et où les données de la carte écoforestière ne sont pas disponibles. De plus, quatre quadrats qui se trouvaient isolés sur la Côte-Nord ont été supprimés de l'aire d'étude pour éviter les biais provenant de la distance géographique élevée par rapport à l'ensemble des quadrats. L'aire d'étude sur laquelle se base ce projet de recherche est donc composée de 71 quadrats de 25 km² (5 x 5 km), compris dans un territoire total de 272 480 km² (figure 1). Sur les 16 années de l'inventaire aérien prises en compte dans cette étude (1990-2005), les quadrats utilisés ont été inventoriés entre 4 et 12 ans, pour une moyenne de 6,8 années.

Deux grandes formations géologiques se trouvent dans l'aire d'étude. Il s'agit des provinces géologiques de Grenville et du Supérieur. La province géologique de Grenville forme une bande d'environ 300 km bordant la rive nord du Saint-Laurent. Ses monts et collines dépassent généralement les 500 m d'altitude (Anonyme, 2002; Robitaille and Saucier, 1998). La province géologique du Supérieur se situe quant à elle au nord de la

province de Grenville. De basses collines à plateaux au nord, son relief passe à des plaines dans l'ouest (Anonyme, 2002).

De façon générale, le réseau hydrographique suit les variations géomorphologiques. Ainsi, on trouve dans la province géologique du Supérieur une multitude de lacs et de tourbières de même que plusieurs grandes rivières. La province de Grenville comporte elle aussi de nombreuses grandes rivières en plus de grands lacs et réservoirs, mais beaucoup moins de terres humides (Lemelin and Darveau, 2005). La forêt tempérée nordique décidue, qui couvre la limite sud de l'aire d'étude, fait rapidement place à la forêt mélangée puis à la forêt boréale continue, laquelle occupe la majeure partie du territoire (Saucier et al., 2003).

2.2 Inventaires de sauvagine

Lors des inventaires annuels du PCCN et du SCF, les quadrats sont survolés par hélicoptère à une altitude moyenne de 30 m et à une vitesse moyenne de 80 km/h. À l'intérieur de chaque quadrat, tous les plans d'eau, cours d'eau et milieux humides sont survolés et la position de chaque oiseau aquatique observé est notée sur une carte au 1: 50 000, puis saisie dans un système d'information géographique. Les observations sont rapportées sur les points d'intersection d'une grille de 100 m par 100 m, résultant en une précision variant de ± 50 m dans les axes N-S et E-O à ± 70 m dans les axes NE-SO et NO-SE. Un équivalent-couple nicheur (ÉCN), qui est l'unité considérée dans cette étude, est une observation d'individus filtrée par un algorithme de calcul d'équivalence spécifique à chaque groupe d'espèces (Bordage et al., 2003). Par exemple, cinq Garrots à œil d'or (*Bucephala clangula*) mâles observés à moins de 10 m l'un de l'autre sont considérés comme en migration (0 couple nicheur), alors que l'observation d'un mâle isolé correspond à un ÉCN. En tout, ce sont près de 20 000 localisations de sauvagine qui ont été rapportées durant les 16 premières années de l'inventaire, dénombant 21 espèces de sauvagine. Le tableau 1 présente le nombre d'ÉCN observés pour les 21 espèces dans les quadrats du territoire à l'étude. Pour chacune des huit espèces les plus abondantes dans l'aire d'étude [Canard noir, Fuligule à collier (*Aythya collaris*), Garrot à œil d'or, Grand Harle (*Mergus merganser*), Bernache du Canada (*Branta canadensis*), Sarcelle d'hiver (*Anas crecca*), Harle couronné, Canard colvert (*Anas platyrhynchos*)], le nombre d'ÉCN retrouvés à l'intérieur d'un quadrat au cours d'une année d'inventaire a été utilisé dans les analyses.

Bien que cet inventaire de sauvagine constitue une source de données des plus précises et importantes parmi les suivis des populations animales au Canada, il comporte néanmoins des limites par rapport au portrait exact des espèces de sauvagine dans leur habitat de nidification. Tout d'abord, l'inventaire cible le Canard noir, un nicheur hâtif, s'avérant ainsi moins efficace pour les espèces nichant tardivement. Un indicateur pouvant aider à apprécier cette limitation est le pourcentage d'ÉCN résultant de l'observation d'un mâle seul ou d'un couple isolé, soit les observations les plus fiables de nidification, bien qu'elles puissent aussi être le fait de couples en fin de migration. Chez les espèces à dimorphisme sexuel marqué, toutes sauf trois [le Fuligule à collier, le Fuligule milouinan (*Aythya marila*) et le Petit Fuligule (*A. affinis*)] ont plus de 74,5% des ÉCN résultant d'une observation de mâles ou de couples isolés.

Pour chaque espèce, le nombre de quadrats utilisés dans les analyses correspond aux quadrats dans lesquels l'espèce a été retrouvée au moins une fois au cours des années pendant lesquelles le quadrat a été inventorié. Ainsi, les analyses ne considèrent que les territoires couverts par la répartition observée de l'espèce en nidification, évitant de ce fait les artefacts d'effets d'une variable imputables à la répartition géographique des couples dans l'aire d'étude.

L'analyse de l'abondance d'une espèce de sauvagine, soit le nombre d'ÉCN inventoriés à l'intérieur d'un quadrat au cours d'une année d'inventaire, comprend une ligne de données pour chaque quadrat-année. Les quadrats-années dans lesquels l'espèce n'a pas été observée se sont vu attribuer la valeur d'abondance 0. Dans le cas du Canard noir, il est à noter que les abondances de Canard colvert ont été utilisées en variable explicative. Cet usage est justifié par les nombreuses sources documentant les relations entre ces deux espèces (Ankney et al., 1987; Conroy et al., 1989; McAuley et al., 2004; Merendino and Ankney, 1994).

2.3 Sources des données d'habitat et d'altération de l'habitat

Toutes les manipulations des données géomatiques en vue de construire les bases de données ont été exécutées à l'aide du logiciel ArcGIS 9.2.

Les variables d'habitat naturel disponible (tableau 2) proviennent des cartes forestières produites dans le cadre du 3^e programme d'inventaire écoforestier décennal du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). Les catégories d'habitat retenues appartiennent au milieu aquatique et sont classées dans deux catégories. La première inclut les types de plan d'eau (lac, étang, rivière, ruisseau) et la deuxième comprend les types de rivage (île, milieu humide ouvert, marais arbustif, marais inondé, marécage, forêt).

La présence de Grand Brochet dans un quadrat a été documentée par la consultation des biologistes régionaux du MRNF. Au total, huit Directions régionales de l'aménagement de la faune ont fourni les données permettant d'établir si le Grand Brochet était présent dans chaque quadrat. La source des données variait selon les endroits : les informations provenaient en général d'une base de données systématisée du MRNF appelée GéoSIFA, alors que le savoir non-écrit des techniciens, des biologistes de terrain ou les données de récolte enregistrées dans les pourvoiries comblaient les lacunes. Une valeur de présence (1) ou d'absence (0), constante entre les années, a été attribuée à chaque quadrat.

L'acidité des eaux de surface est documentée par une base de données compilant l'acidité de 1 240 lacs répartis sur le territoire québécois, fournie par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Les valeurs de pH, constantes entre les années, ont été attribuées à chaque quadrat par krigeage, une méthode d'interpolation géostatistique.

La superficie des étangs créés par le castor a pu être calculée à partir des barrages de castor issus des cartes forestières produites dans le cadre du 3^e programme d'inventaire écoforestier décennal du MRNF. Le plan d'eau attenant au barrage a été identifié à l'aide d'une requête de sélection par localisation, puis catégorisé comme étang de castor et la superficie totale de ces étangs dans chaque quadrat a été calculée.

Les données géomatiques de bâtiments et de baux de villégiature proviennent respectivement de la Base nationale de données topographiques (BNDT) et du MRNF. Les types d'activités humaines ayant lieu sur les baux de villégiature ne sont pas décrites au sein de ces données. Les nombres de bâtiments et de baux de villégiature ont été additionnés ensemble, puis la somme a été calculée pour chaque quadrat à l'aide d'une requête de joint

spatial. Pour plus de commodité, cette variable est nommée « bâtiments ». Étant donné que les nombres de bâtiments et de baux de villégiatures sont considérés par l'État comme étant peu variables, il n'existe pas de données historiques mises à jour annuellement.

Les données de chemins forestiers ont été tirées de la carte écoforestière du 3^e inventaire décennal. À l'aide d'une requête de sélection par localisation, une année a été attribuée à chaque tronçon de chemin en fonction de l'année de la coupe adjacente moins un an. En effet, les chemins forestiers sont généralement construits durant l'année précédant la coupe. La longueur totale de chemins a été calculée pour chaque quadrat-année.

Les données géomatiques de barrages de plus d'un mètre de hauteur dans l'aire d'étude ont été fournies par le Centre d'expertise hydrique du MDDEP. Les barrages (toutes fins d'utilisation confondues) ont été assignés au plan d'eau adjacent à l'aide d'une requête de sélection par localisation et la superficie des réservoirs a pu être calculée dans chaque quadrat. Les années de construction des barrages étant disponibles, les valeurs de superficie de réservoirs sont variables entre les années.

2.4 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été exécutées à l'aide de la version 9.1.3 du progiciel SAS (2002-2003). L'habitat naturel disponible a été inclus dans les modèles à l'aide d'une analyse en composantes principales (PCA). Les 32 combinaisons entre les types de rivages et les types d'habitat ont été mises en 32 variables d'habitat linéaire, selon la méthode de Lemelin (2007). Seules les variables d'habitat dont la moyenne était supérieure à 20% (0,2) ont été considérées, selon la loi du bâton brisé (Legendre and Legendre, 1998), réduisant le nombre à 19 variables. Les deux premiers axes de la PCA se sont révélés significatifs (valeurs propres respectivement de 212,54 et de 120,19 et proportions respectives de 0,46 et de 0,26) et ont été intégrés dans les analyses avec une valeur constante dans le temps pour chaque quadrat. Le premier axe (Prin1) est principalement composé des variables d'habitat suivantes : rivages marécageux d'étangs, rivages marécageux de rivières et rivages forestiers de ruisseaux (vecteurs propres de 0,10 à 0,88). Les rivages forestiers de lacs, d'étangs et de ruisseaux (vecteurs propres de 0,25 à 0,82) ont davantage contribué au deuxième axe (Prin2).

Pour chacune des huit espèces à l'étude, un modèle mixte a été construit afin de tenir compte des mesures répétées dans le temps et des effets aléatoires, soit le quadrat et l'année d'inventaire. Les effets fixes incorporés dans les modèles sont les axes de PCA résumant l'habitat naturel disponible (Prin1 et Prin2), l'absence du Grand Brochet, le pH des eaux de surface, la superficie des étangs de castor, la densité de bâtiments, la densité de chemins forestiers, la superficie des réservoirs et l'abondance de Canard colvert, cette dernière variable étant utilisée dans la modélisation d'abondance d'une seule espèce, le Canard noir (tableau 3). La sélection de modèles a été écartée des analyses car elle posait plusieurs difficultés d'application avec les modèles mixtes. Afin de respecter les conditions d'application des tests statistiques, soit la distribution hétérogène des résidus suivant la loi utilisée dans le modèle, ainsi qu'une valeur de $c-hat$ (Chi-carré généralisé / DL) < 4 pour les modèles utilisant la loi de Poisson, les racines carrées des valeurs d'abondance de couples plus un ont été utilisées dans les analyses.

En ce qui concerne les valeurs de superficie d'étangs de castor, de nombre de bâtiments, de longueur de chemins forestiers et de la superficie de réservoirs, le logarithme en base 10 plus un des valeurs a été utilisé dans les analyses afin de respecter les conditions d'utilisation des tests statistiques. Les valeurs de pH ont été prises telles quelles dans les analyses, puisque l'échelle de pH est logarithmique.

La modélisation a suivi le processus suivant : les variables étaient d'abord intégrées dans un modèle mixte linéaire (Proc MIXED, énoncé *repeated*). Si les résidus montraient une distribution homogène ne suivant pas la loi normale, la modélisation était alors tentée en modèle mixte linéaire généralisé (Proc GLIMMIX, énoncé *random residual*, type de structure des résidus : symétrie composée) avec une distribution de Poisson.

L'effet des variables d'altération sur le nombre d'ÉCN de Canard noir, l'espèce la plus abondante, a été évalué à l'aide d'un modèle mixte linéaire intégrant la disponibilité d'habitat. Le premier modèle comprend, en variable indépendante numérique, le nombre de couples observés et en variables dépendantes numériques : les deux axes de la PCA (Prin1 et Prin2), le pH, la superficie d'étangs de castor, la densité de bâtiments, la densité en chemins forestiers, la superficie de réservoirs et le nombre d'ÉCN de Canard colvert (logarithme en

base 10 des valeurs plus un). Les variables dépendantes catégoriques utilisées sont les années (n=16) et la présence de brochet (présence ou absence). L'effet très significatif de la présence de Canard colvert et l'absence d'une autre variable explicative pouvant expliquer l'abondance de Canard noir portent à penser que cette variable prenait une large part dans l'explication des abondances et que ceci pouvait être le résultat de préférences d'habitat similaires entre les deux espèces. Pour déterminer ce qui pouvait expliquer l'abondance de Canard noir outre l'abondance de Canard colvert, un deuxième modèle des abondances de Canard noir a été produit, comprenant les mêmes variables, sans l'abondance de Canard colvert.

Les abondances des sept autres espèces ont été analysées à l'aide de modèles mixtes généralisés, selon la loi de Poisson. Pour chaque espèce, le modèle comprend, en variable indépendante numérique, le nombre de couples observés et en variables dépendantes numériques : les deux axes de la PCA (Prin1 et Prin2), le pH, la superficie des étangs de castor, la densité de bâtiments, la densité de chemins forestiers et la superficie des réservoirs. Les variables dépendantes catégoriques utilisées sont les années (n=16) et la présence/absence de brochet. Tous les résultats présentés sont issus d'analyses respectant les conditions d'utilisation des tests statistiques. Considérant la nature exploratoire des présentes analyses, le seuil de signification retenu est de 0,1, ce qui est considéré comme prudent en conservation. Enfin, les corrélations ont été vérifiées entre toutes les variables et aucune colinéarité ($R > |0.7|$) n'a été décelée dans les modèles utilisés.

3. RÉSULTATS

3.1 Cartes descriptives

La première partie des résultats traite des cartes représentant les variables utilisées dans la modélisation des abondances de sauvagine. En effet, les données dont sont issues ces cartes sont généralement faciles d'accès, mais rarement intégrées dans une étude faunique portant sur une aire d'étude si vaste. La répartition géographique des altérations constitue un élément intéressant en ce qu'il permet de former un portrait global des activités humaines sur le territoire.

Dans les quadrats de l'aire d'étude, 515 bâtiments et 252 baux de villégiature ont été dénombrés. La densité de bâtiments par quadrat variait de 0 à 178 par 25 km² (moyenne = 7,25) tandis que celle des baux variait de 0 à 28 (moyenne = 3,55). Les plus fortes concentrations de bâtiments se situaient dans les quadrats du sud et du nord-ouest de l'aire d'étude, tandis que les baux de villégiature dominaient dans presque tous les autres quadrats. Plusieurs quadrats ne contenaient ni bâtiment ni bail de villégiature ; ils se situaient surtout au nord et au centre de l'aire d'étude (figure 2A).

Les ouvrages de rétention d'eau, toutes catégories confondues, sont à un nombre supérieur à 11 000 sur le territoire (Rousseau, 2007, comm. pers.). Les barrages d'une hauteur de plus d'un mètre créent une superficie totale de 28 km² de réservoirs dans les quadrats. Étant donné la superficie relativement petite des quadrats (25 km²), peu de quadrats (13 sur 71) comprennent un réservoir associé à l'un de ces barrages et la superficie de réservoir varie entre 0 et 6,75 km² par quadrat (moyenne = 0,4 km²). Ces quadrats se concentrent autour du 47° degré de latitude nord (figure 2C).

La superficie des étangs créés par le castor totalise 6,75 km² dans les quadrats de l'aire d'étude et elle est plus importante dans les quadrats du centre. Elle varie entre 0 et 0,7 km²

par quadrat (moyenne = 0,09 km²). La majorité des quadrats contiennent des étangs de castor (figure 2B).

Les chemins forestiers ont une longueur totale de 270 km dans les quadrats de l'aire d'étude. La longueur varie de 0 à 36,72 km par quadrat et cette densité est plus importante dans la partie nord-est de l'aire d'étude. Environ le tiers des quadrats comportent des chemins forestiers, chaque quadrat en comptant 3,8 km en moyenne. Les réseaux de chemins forestiers tendent à être regroupés dans certaines zones ; cette distribution contagieuse due aux activités forestières se reflète dans les quadrats (figure 2D).

À partir de l'interpolation des valeurs de pH basée sur les 868 lacs échantillonnés dans notre l'aire d'étude, les valeurs de pH dans les quadrats varient de 5,1 à 7,8. Les quadrats dont les eaux de surface sont les plus acides (en vert) sont localisés au nord-ouest du territoire. Le reste de l'aire d'étude comporte peu de variation quant aux valeurs de pH (figure 2E).

Le Grand Brochet est présent dans l'ensemble de l'aire d'étude, soit dans 49 des 71 quadrats (69 % des quadrats). Par ailleurs, la zone située au sud-est de l'aire d'étude dans la région montagneuse des Laurentides est caractérisée par l'absence du prédateur dans les plans d'eau (figure 2F).

3.2 Effet des variables d'altération sur la sélection de l'habitat par la sauvagine

L'année d'inventaire a un effet très significatif sur l'abondance de toutes les espèces (tableau 3 et figure 3). La contribution aux axes de PCA (Prin1 et Prin2) des 19 types d'habitats varie en fonction de leur importance dans les quadrats. Tous les habitats ayant un rivage forestier et tous les habitats de ruisseaux participent aux axes de PCA de manière plus importante car ils présentent des densités moyennes (longueur par quadrat) élevées (tableau 2) et des valeurs élevées d'*eigenvectors* (voir la section 2.4). Cinq des huit espèces voient leur abondance influencée par au moins un des axes représentant l'habitat, sauf la Bernache du Canada et le Fuligule à collier. Les couples des espèces réagissant à l'habitat naturel

semblent pour la plupart moins nombreux dans les quadrats où les habitats résumés par les axes de PCA sont importants.

L'abondance de couples ne varie pas significativement en fonction de la présence du Grand Brochet, sauf pour une espèce de sauvagine, le Canard colvert (tableau 3 et figure 3) ; d'après l'estimé obtenu, l'abondance de cette espèce augmente avec la présence du Grand Brochet.

Le pH des eaux de surface ne fait pas varier significativement l'abondance de couples, sauf pour deux espèces de sauvagine : le Garrot à œil d'or et le Canard noir (pour les deux modèles) (tableau 3 et figure 3). Les estimés négatifs associés au paramètre pH indiquent que le nombre d'ÉCN de ces espèces augmente avec l'acidification de l'eau, c'est-à-dire avec la diminution du pH.

L'abondance de couples augmente significativement avec la superficie des étangs créés par le castor et ce pour trois espèces, soit le Canard noir (pour les deux modèles), le Fuligule à collier et le Garrot à œil d'or (tableau 3 et figure 3).

La densité de bâtiments fait augmenter significativement l'abondance de deux espèces, soit le Canard colvert et le Harle couronné (tableau 3 et figure 3). Par ailleurs, les nombres de couples de Garrot à œil d'or et de Bernache du Canada diminuent dans la même situation.

Les abondances de Sarcelle d'hiver et de Fuligule à collier augmentent légèrement et de manière significative avec la densité des chemins forestiers (tableau 3 et figure 3). L'abondance des autres espèces de sauvagine n'est pas affectée par cette variable.

Le nombre de couples de cinq espèces, soit le Canard noir (les deux modèles), le Canard colvert, le Harle couronné, le Fuligule à collier et la Sarcelle d'hiver, augmente significativement avec la superficie de réservoirs (tableau 3 et figure 3).

Enfin, l'abondance de Canard noir est influencée de manière positive par l'abondance de Canard colvert (tableau 3 et figure 3).

4. DISCUSSION

4.1 Interactions entre le Canard noir et le Canard colvert

Dans le premier modèle utilisé pour expliquer l'abondance de Canard noir, celle-ci est fortement associée à celle du Canard colvert ; hormis l'habitat naturel disponible, il s'agit du facteur explicatif le plus significatif, ce qui est conforme aux prédictions initiales. Au cours du 20^e siècle, le Canard colvert a étendu sa répartition vers l'Est (figure 5), et elle chevauche maintenant celle du Canard noir, ce qui est partiellement le résultat d'altérations anthropiques de l'habitat (Heusmann, 1974). Les résultats de la présente recherche vont dans le même sens qu'une étude menée dans l'état de New York où les couples nicheurs de Canard colvert et de Canard noir occupent les habitats humides de la même façon (Dwyer and Baldassarre, 1994). Malgré les craintes de plusieurs auteurs en regard des possibles interactions entre les deux espèces ayant un impact négatif sur le Canard noir (Ankney et al., 1987; Merendino and Ankney, 1994; Merendino et al., 1993), il apparaît que les populations de l'Est des deux espèces sont actuellement en croissance (Zimpfer et al., 2008). Cela pourrait être interprété comme une évidence circonstancielle que l'augmentation des effectifs de Canard colvert n'a pas d'effets négatifs sur le Canard noir et fournirait un support à certains auteurs qui, à la fin des années 1980, contestaient l'hypothèse d'un effet négatif du Canard colvert sur le Canard noir (Conroy et al., 1989). Toutefois, une décennie plus tard, il demeurait évident qu'on ne peut pas écarter cette possibilité d'effet négatif du Canard colvert (Conroy et al., 2002). Une explication qui permettrait de concilier ces deux visions est que lorsque les effectifs de Canard noir sont élevés, les effets du Canard colvert pourraient s'atténuer tandis qu'en situation de déclin du Canard noir et à des bas niveaux de population, le Canard colvert pourrait accélérer ce déclin.

4.2 Étangs de castor

Parmi les facteurs qui régissent l'abondance de Canard noir, la création de milieux humides par le castor est bien documentée. En Ontario, des études ont démontré que la

présence de sauvagine est indirectement tributaire de l'abondance et de la distribution du castor, par la disponibilité des milieux humides qu'il crée (Gabor et al., 2005; Merendino et al., 1995; Rempel et al., 1997). Dans le modèle excluant l'abondance de couples de Canard colvert, le facteur expliquant le plus significativement l'abondance de Canard noir, mis à part l'habitat disponible, est la superficie des étangs de castor. Selon la littérature, il s'agit de la première confirmation de l'effet positif des activités du castor sur l'abondance de couples nicheurs de Canard noir dans la forêt boréale québécoise, bien que ce lien ait été démontré ailleurs (Brown and Parsons, 1979; Diefenbach and Owen, 1989; Renouf, 1972).

La prédiction voulant que les étangs de castor aient un effet positif sur la sauvagine en nidification a été vérifiée pour trois espèces et jamais infirmée. Ceci confirme les résultats d'études précédentes qui démontrent que la sauvagine bénéficie des étangs créés par le castor. Ces derniers, caractérisés par un couvert végétal émergent, par la présence de débris ligneux submergés, par l'abondance d'invertébrés et par une productivité primaire importante, allient la protection visuelle à la disponibilité de nourriture et attirent de multiples espèces de sauvagine (Edwards and Otis, 1999; Merendino et al., 1995; Rempel et al., 1997; Ringelman and Longcore, 1982).

En revanche, les prédictions prévoient que les canards plongeurs, sauf le Harle couronné, ne devraient pas réagir à la présence d'étangs de castor. Les résultats de la présente étude montrent toutefois que deux espèces de canards plongeurs, soit le Fuligule à collier et le Garrot à œil d'or, sont affectées positivement. Chez le Fuligule à collier, la préférence pour les plans d'eau de faible superficie, comme le sont généralement les étangs de castor, a déjà été observée au Québec (DesGranges and Darveau, 1985). Les étangs de castor étant généralement riches en invertébrés, la relation appuie les connaissances établies selon lesquelles ces deux espèces sont principalement invertivores en période de nidification (Eadie et al., 1995; Hohman and Eberhardt, 1998).

4.3 Bâtiments

La prédiction selon laquelle les bâtiments et la villégiature affecteraient négativement la sauvagine a été vérifiée pour deux espèces, le Garrot à œil d'or (arboricole) et la Bernache du Canada (nicheur au sol), et infirmée pour deux espèces, qui semblent plutôt rechercher les

quadrats où la densité de bâtiments est importante. Dans ce groupe, le Canard colvert niche au sol et le Harle couronné niche en cavité. Ces résultats permettent de distinguer une relation pour quatre des huit espèces à l'étude.

Les couples de Garrot à œil d'or et de Bernache du Canada dans l'aire d'étude semblent éviter la présence humaine, ce qui correspond aux conclusions d'une étude antérieure qui note que cette activité occasionne un dérangement humain aux sites de nidification, en plus de favoriser les prédateurs généralistes de nids tels la Corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) et le Raton laveur (*Procyon lotor*) (Boulet and Darveau, 2000). En général, la sauvagine, en particulier les femelles du Canard noir, préfèrent les habitats comportant peu de perturbations anthropiques (Hanson, 2001). En ce qui concerne la Bernache du Canada, il est connu que la plupart des races ont depuis longtemps cessé de nicher dans les zones habitées de l'Amérique du Nord (Cotter et al., 1995b), ce qui va dans le même sens que les résultats présentés. Le Harle couronné possède une écologie similaire à celle du Garrot à œil d'or et semble pourtant adopter un comportement à l'opposé de ce dernier en ce qui concerne la présence humaine. Il est cependant permis de douter que cette réponse puisse être expliquée par l'ajout de nichoirs car cette condition aurait également favorisé le Garrot à œil d'or.

Les résultats appuient ceux d'autres études qui ont noté l'importance de l'habitat naturel dans la sélection d'habitat de nidification par le Canard colvert (Pöysä et al., 2001). Par ailleurs, la tolérance du Canard colvert à l'égard de la présence humaine en fait l'une des espèces de sauvagine les plus communément observées en Amérique du Nord (Cotter et al., 1995a; Drilling et al., 2002; Heusmann, 1991; Morton, 1998). Ces auteurs ne précisent pas si cette tolérance s'exprime même durant la période de nidification; cependant, les résultats de la présente étude tendent à le confirmer en forêt boréale de l'Est. En effet, cette espèce démontre une abondance accrue en fonction des bâtiments sur le territoire.

4.4 Réservoirs

Selon les postulats de départ, les réservoirs résultant de barrages de plus d'un mètre, par le marnage qu'ils sont susceptibles de causer, devraient affecter négativement la sauvagine en nidification, en particulier les nicheurs au sol. Par contre, les espèces piscivores pourraient

être affectées positivement. Ces énoncés ne sont vérifiés pour aucune espèce et se trouvent infirmés pour trois espèces invertivores, qui semblent convoiter les superficies de réservoirs plus importantes.

Les effets des importants développements hydro-électriques à la Baie James (Québec) n'ont pas semblé avoir d'effet majeur sur les populations de Canard noir, résultant possiblement des faibles densités de couples nicheurs avant la mise en chantier de ces barrages (Rusch et al., 1989). De même, les résultats de la présente étude ne montrent pas d'effet négatif des barrages. Au contraire, l'abondance de couples de Canard noir augmente avec la superficie de réservoirs de façon plutôt significative avec une valeur de $p=0,06$ (tableau 3).

En fait, quatre des huit espèces de sauvagine à l'étude démontrent une attirance pour les réservoirs. Sans conclure que l'aménagement des cours d'eau par des barrages est bénéfique pour ces oiseaux, il faut noter que les couples nicheurs de chacune de ces espèces (Canard noir, Canard colvert, Fuligule à collier, Sarcelle d'hiver) semblent pour le moment s'adapter à ce type d'altération du paysage. Par contre, le Harle couronné, reconnu pour sa préférence pour les petits plans d'eau (Bouvier and Barrette, 1995; Dugger et al., 1994), fait exception ; dans les quadrats à l'étude, cette espèce semble en effet éviter les réservoirs.

Dans des recherches plus détaillées, il serait pertinent de différencier les effets des réservoirs selon le type de barrage dont ils résultent. En effet, l'amplitude du phénomène de marnage est susceptible de varier en fonction du type de barrage (prise d'eau, récréatif, hydroélectrique) mais aussi de multiples autres facteurs, par exemple la pente du terrain, l'entretien et la fréquence de la régularisation des niveaux d'eau ou l'importance des crues printanières pour chaque année.

4.5 Chemins forestiers

Selon la prédiction de départ, le réseau routier forestier devait affecter négativement la sauvagine, particulièrement les nicheurs arboricoles si les chemins forestiers sont indicateurs de coupes. Aucune espèce ne permet de confirmer cette précision ; au contraire, elle est infirmée par deux espèces qui semblent avoir une préférence pour les quadrats où la densité

des chemins forestiers est importante. L'une d'elles, la Sarcelle d'hiver, semble, au moins à court terme, cohabiter sans difficulté avec l'aménagement forestier, puisqu'elle a été trouvée en plus grand nombre dans les habitats de coupes forestières de la zone d'étude (Lemelin et al., 2010; 2007).

Quant au Fuligule à collier, qui réagit de manière semblable à la Sarcelle d'hiver, et aux autres espèces qui ne se trouvent pas affectées par ce type d'altération, cette situation permet de conclure qu'à l'échelle de la forêt boréale québécoise, les couples nicheurs sont généralement plastiques face à ce type de perturbation. Il serait néanmoins intéressant d'étudier le phénomène à l'échelle locale et ainsi d'examiner plus précisément les effets des routes forestières. De plus, un design d'analyse local pourrait permettre d'inclure l'ensemble du réseau routier (chemins d'usage général et chemins forestiers) dans les facteurs d'analyse, puisque les routes se trouveraient ainsi probablement moins fortement corrélées aux chemins forestiers.

4.6 Acidité des eaux de surface

En ce qui concerne le Garrot à œil d'or, les résultats de la présente étude vont dans le même sens qu'une étude locale et approfondie en forêt boréale, selon laquelle cette espèce préfère les eaux acides (DesGranges and Gagnon, 1994). Ces résultats concordent également avec ceux de différentes études, notamment au Québec et en Ontario, qui documentent cette espèce comme profitant d'un avantage momentané entre la compétition alimentaire avec les poissons dans les eaux de pH plus neutre et l'absence d'invertébrés dans les eaux très acides (DesGranges and Darveau, 1985; McNicol et al., 1987).

Le Canard noir a retenu l'attention pendant de nombreuses années suite au sévère déclin de ses populations en Amérique du Nord, à tel point qu'il est devenu une espèce vedette, occasionnant plusieurs études sur les facteurs reliés à sa nidification. Par exemple, l'acidité des eaux de surface en Ontario ne semble pas affecter cette espèce en nidification, pas plus que l'occurrence de poissons (McNicol et al., 1987). Au Maine, l'acidité des milieux humides semblait moins importante pour cette espèce que la morphométrie et le développement de la végétation (Rusch et al., 1989) tandis qu'au Québec, cette espèce semble éviter les lacs acides (DesGranges and Darveau, 1985). Exception faite de cette dernière, l'ensemble des études

correspondent aux résultats obtenus avec l'un ou l'autre des modèles de la présente étude; en effet, la relation faiblement positive entre l'abondance de couples et l'acidité montre que les eaux plus acides ne semblent pas les repousser.

Pour toutes les autres espèces, le pH des eaux de surface n'a pas d'effet significatif sur l'abondance en général. Ces résultats sont possiblement dûs à une variation minimale du pH dans l'aire d'étude, ce qui ne permet pas de déceler aisément les relations entre les abondances et le pH. En effet, les 2/3 des quadrats (47) se trouvent dans les zones de pH moyen (5,6 à 6,3) (figure 2E). Il apparaît également important de mentionner qu'à l'échelle du paysage, le pH d'un plan d'eau peut être très différent de celui de son voisin. Ainsi, il serait souhaitable, dans des analyses plus poussées, d'effectuer des analyses à l'échelle des plans d'eau. Ceci suppose toutefois que de telles données seraient disponibles, ce qui n'est pas le cas actuellement.

4.7 Grand Brochet

La présence de Grand Brochet n'a pas d'effet significatif sur l'abondance en général ; la prédiction de départ n'est donc pas vérifiée pour l'ensemble des espèces et elle est infirmée dans le cas du Canard colvert. Il est toutefois possible qu'une analyse plus fine, utilisant par exemple la proximité des couples à un plan d'eau où la présence ou la dominance du prédateur est confirmée, aurait permis à ce facteur d'expliquer davantage les abondances. De plus, le fait que le Grand Brochet se retrouve dans presque 70% des quadrats reflète le peu de variation de ce paramètre. La variabilité des sources des données est possiblement responsable d'une large part de l'incertitude des résultats. D'autre part, la littérature documente les distances parfois longues parcourues par les nichées entre le nid et le site d'élevage (Reed, 1970). À cet effet, il est possible que l'absence de prédateurs terrestres pourrait davantage motiver le choix d'un site de nidification que celle de prédateurs aquatiques. Il est donc envisageable que la présence de ce prédateur aquatique ait peu d'effet sur la sélection d'un site de nidification par les couples reproducteurs, puisque ce facteur est en lien avec la protection des couvées. Des analyses à plus fine échelle, dans lesquelles des données sur la présence de Grand brochet à l'échelle des plans d'eau seraient disponibles, sont nécessaires pour le préciser.

Une revue d'études sur le sujet des interactions entre la sauvagine et les communautés de poissons dans les marais n'a trouvé aucun effet direct de la présence de poissons prédateurs sur la sélection d'habitat par la sauvagine (Bouffard and Hanson, 1997). En revanche, en présence de poissons, les densités de couples reproducteurs sont généralement diminuées et l'efficacité de l'alimentation ainsi que les taux de croissance des canetons sont ralentis, résultat de la compétition alimentaire entre ces deux taxons (Bouffard and Hanson, 1997). La présence du Grand Brochet n'est donc pas un facteur perturbant la sélection d'habitat de nidification dans la présente étude, puisque le Canard colvert est la seule espèce qui réagisse significativement à ce facteur et que cette relation est positive. À ce sujet, il est probable que les aires de répartition des deux espèces (Canard colvert et Grand Brochet) se superposent partiellement. En effet, comme le montre la figure 4, le Canard colvert est peu présent dans l'est de l'aire d'étude, tout comme le Grand Brochet (figure 2F).

4.8 Aspect temporel, habitat naturel et limites des données

Selon les modèles d'abondance d'ÉCN, les années d'inventaire expliquent une bonne partie de la variation des abondances et ce, pour toutes les espèces. Dans les cuvettes des prairies de l'Ouest, les fluctuations des populations de sauvagine entre les années sont attribuées en grande partie aux importantes variations dans le régime hydrique de cette région (Johnson and Grier, 1988; Krapu et al., 1983). Ce facteur n'est toutefois pas en cause dans l'aire de la présente étude, ce qui suggère que d'autres mécanismes sont en jeu dans le dynamisme des populations d'oiseaux nicheurs. Ceci met en évidence l'importance de considérer le facteur temporel dans de telles analyses. Si les informations sur la variabilité temporelle étaient disponibles pour toutes les variables explicatives, le pouvoir explicatif de chacune des variables pourrait possiblement s'accroître. Ces considérations invitent les différents organismes responsables de recueillir ces données à intégrer l'information temporelle dans leurs protocoles.

À la lumière des analyses, la plupart des espèces à l'étude voient leur abondance influencée par au moins un des axes représentant l'habitat (Prin1 et Prin2) : ceci confirme l'importance de l'habitat naturel pour les besoins de nidification des couples, tels qu'identifiés par Lemelin (2007; 2010) et suggère que trois espèces sont plutôt généralistes dans la sélection de l'habitat de nidification. Par exemple, la Bernache du Canada occupe une

variété d'habitats de nidification couvrant les régions tempérées à arctiques, incluant les zones dénudées et forestières, les paysages de prairies et d'espaces verts, les territoires plats des côtes arctiques et les prés de haute montagne, ainsi que toutes sortes d'aménagements humains et zones d'habitation humaines (Mowbray et al., 2002). Les résultats confirment le caractère généraliste de cette espèce quant au type d'habitat naturel sélectionné pour sa nidification. En effet, l'habitat disponible ne fait pas partie des facteurs expliquant son abondance dans les analyses.

Toutefois, il est clair que la sélection par PCA d'axes «résumant» l'habitat disponible comporte des limitations, en ce que les axes ne reflètent pas strictement les habitats préférés des espèces. Ceci pourrait expliquer le fait que certaines espèces n'ont pas sélectionné de quadrat en fonction de l'habitat disponible dans les analyses. Il est pensable que les espèces dont l'abondance ne varie pas selon l'habitat (Bernache du Canada et Fuligule à collier) aient vu leurs habitats « préférés » être éliminés dans le choix des types d'habitat inclus dans les axes en PCA. Dans cette optique, la PCA peut être perçue comme réductrice de la complexité des paysages de milieux humides boréaux. Parce qu'elle réduit la complexité mais améliore la compréhension, cette approche reste toutefois la meilleure option de calcul d'habitat disponible parmi celles considérées dans les présentes analyses.

5. CONCLUSION

Les études traditionnelles dans le domaine de la biologie de la conservation procèdent généralement à des visites aux sites d'étude où des mesures physiques sont prises. Dans les cas où l'accès aux milieux humides sur le terrain est difficile et coûteux, l'habileté à modéliser les abondances de sauvagine, basée sur des paramètres simples et disponibles, est importante (Rempel et al., 1997). Le présent projet prouve que l'utilisation de données courantes et accessibles est efficace pour estimer avec succès les patrons d'utilisation de l'habitat par la sauvagine à l'échelle de précision grossière de cette étude.

Le présent projet de recherche s'est d'abord intéressé aux altérations anthropiques du territoire et a élaboré un portrait global de l'ensemble des perturbations. Les cartes représentant chacune des variables d'altération montrent que les activités humaines sont généralement présentes à large échelle sur le territoire boréal québécois. L'objectif principal de l'étude étant d'évaluer quels sont les facteurs régissant l'abondance de sauvagine en nidification, outre la disponibilité d'habitat naturel, deux conclusions centrales sont dégagées. D'une part, les facteurs naturels jouent un rôle important sur la sélection d'habitat des couples en nidification, plus particulièrement l'activité du castor. Ces travaux sont les premiers à identifier les étangs de castor comme ayant un impact significativement positif sur le nombre de couples nicheurs pour plusieurs espèces de sauvagine à l'échelle du territoire à l'étude, soit plus de 272 000 km² de forêt boréale québécoise.

D'autre part, les facteurs anthropiques ont également un impact significatif sur la sauvagine nidificatrice, surtout en ce qui concerne les bâtiments et la villégiature. Ce facteur, que l'on peut regrouper sous la dénomination de présence humaine, influe sur l'abondance de couples nicheurs chez plusieurs espèces ; certaines, comme le Garrot à œil d'or et la Bernache du Canada, semblent éviter de nicher où la présence humaine est importante. D'autres, comme le Harle couronné et le Canard colvert, se montrent plutôt attirés par la présence des humains. Ces résultats annoncent-ils l'expansion des populations de ces espèces à la mesure du développement immobilier et urbain vers le nord ? Voilà une question à

laquelle il est difficile de répondre avec certitude. En ce qui concerne le Canard colvert, il est toutefois permis de le croire.

En effet, la distribution de cette espèce se situait à l'origine dans le centre et l'ouest de l'Amérique du Nord. Au cours du 20^e siècle, l'espèce a connu une expansion rapide vers le nord et l'est du continent américain, particulièrement durant la dernière décennie (figure 5). À ce sujet, il sera intéressant, au cours des prochaines années, de déterminer si l'abondance du Canard colvert, déjà localement présent dans le nord-est et plus au nord (Guerette Montminy et al., 2009), ira en augmentant et finira par occuper toute la forêt boréale de l'Est. À l'extérieur du Québec, ces changements ont été attribués en majeure partie aux altérations anthropiques de l'habitat (Heusmann, 1974; McAuley et al., 2004; Palmer, 1976). La présente étude est toutefois la première à confirmer que la forêt boréale québécoise n'est plus un écosystème intact du point de vue de la sauvagine en période de nidification, étant donné la réaction aux changements de l'habitat des espèces qui y vivent.

Cette situation est susceptible d'inquiéter les aménagistes et les chercheurs spécialistes du Canard noir. En effet, la littérature des dernières décennies a documenté les interactions compétitives entre ce dernier et le Canard colvert comme l'une des causes probables du déclin du Canard noir (Ankney et al., 1987; Merendino and Ankney, 1994; Merendino et al., 1993). Le fait que le Canard colvert semble bénéficier du développement humain pourrait-il, dans les conditions actuelles et à prévoir de la forêt boréale québécoise, avantager cette espèce au détriment du Canard noir ?

Bien que certaines études aient écarté l'exclusion compétitive de la liste des facteurs importants du déclin du Canard noir (Conroy et al., 1989; McAuley et al., 1998, 2004), les tendances des populations en hausse pour chacune de ces espèces (Zimpfer et al., 2008) devraient suffire à calmer les inquiétudes relatives au Canard noir dans l'immédiat. Les populations de castor étant en augmentation en Amérique du Nord (Naiman et al., 1988), il est concevable qu'une partie de la hausse du Canard noir soit expliquée par l'activité du castor qui crée davantage d'habitat de reproduction pour les couples.

La validité de ces modèles se situe à l'échelle du paysage, à des niveaux modérés de perturbation anthropique et sous l'influence du climat des années 1990-2005. Une étude

menée dans le Midwest des États-Unis et en Ontario suggère que les changements climatiques semblent avoir déjà des impacts sur les populations de Canard noir, qui migreraient plus tôt et en plus grand nombre sous l'effet de températures plus élevées en hiver (Brook et al., 2009). À plus long terme, il sera donc intéressant de voir si les modèles demeureront valides lorsque les conditions de perturbations changeront et que le climat se réchauffera. Ces considérations appellent à la prudence dans la gestion des ressources du territoire et soulignent l'importance de poursuivre la recherche sur les effets à long terme des activités humaines sur la sauvagine au Québec et en Amérique du Nord. Une gestion intégrée des éléments sur lesquels l'homme exerce un contrôle immédiat paraît donc primordiale au maintien de ces ressources.

6. TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Nombre d'équivalents couples nicheurs (ÉCN) par espèce de sauvagine dans les 71 quadrats de l'aire d'étude et indice annuel par quadrat, pour les années 1990 à 2005.

Espèce	ÉCN	ÉCN/an/quadrat
Canard noir	3463,5	3,05
Fuligule à collier	1801	1,59
Grand Harle	1323	1,16
Garrot à oeil d'or	1191	1,05
Harle couronné	701	0,62
Sarcelle d'hiver	617	0,54
Canard colvert	592	0,52
Bernache du Canada	344	0,30
Canard branchu	138	0,12
Petit Garrot	124	0,11
Canard d'Amérique	66	0,06
Macreuse à front blanc	47	0,04
Sarcelle à ailes bleues	37	0,03
Fuligule milouinan	17	0,01
Petit Fuligule	16	0,01
Macreuse noire	11	0,01
Harle huppé	10	0,01
Canard pilet	8	0,01
Garrot d'Islande	3	0,00
Canard souchet	2	0,00
Arlequin plongeur	0	0,00

Tableau 2. Longueur moyenne de rivage dans les quadrats pour les 19 combinaisons d'habitat ayant servi à construire les axes d'analyse en composantes principales (PCA) résumant l'habitat naturel disponible.

Type de plan d'eau	Type de rivage	Longueur moyenne (km)	Écart-type
Lac	Île	1,3	2,53
	Milieu humide ouvert	1,2	1,72
	Marais arbustif	0,2	0,54
	Marécage	0,3	0,81
	Forêt	11,7	11,14
Étang	Milieu humide ouvert	2,0	2,03
	Marais inondé	0,5	1,01
	Marais arbustif	0,4	0,73
	Marécage	0,2	0,43
	Forêt	5,1	4,78
Rivière	Milieu humide ouvert	0,6	1,49
	Marais arbustif	0,8	1,94
	Marécage	0,2	0,76
	Forêt	3,6	5,46
Ruisseau	Milieu humide ouvert	5,2	5,70
	Marais inondé	0,4	0,88
	Marais arbustif	3,0	4,89
	Marécage	3,6	4,11
	Forêt	26,6	13,63

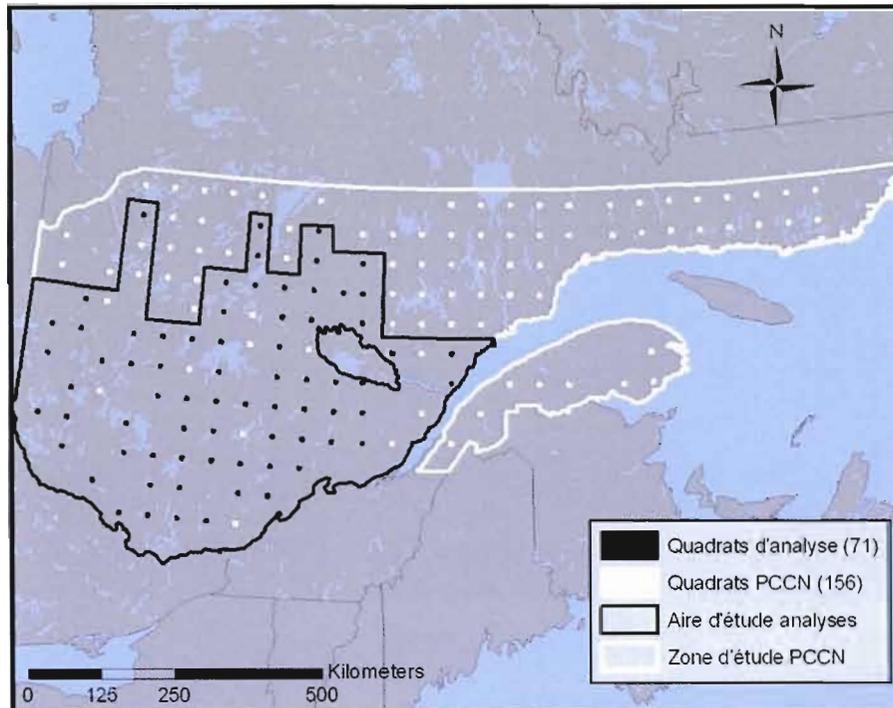


Figure 1. Localisation de la zone d'étude des inventaires héliportés du PCCN contenant 156 quadrats de 25 km² (5x5km) et de l'aire d'étude des analyses contenant 71 quadrats dans le Québec forestier.

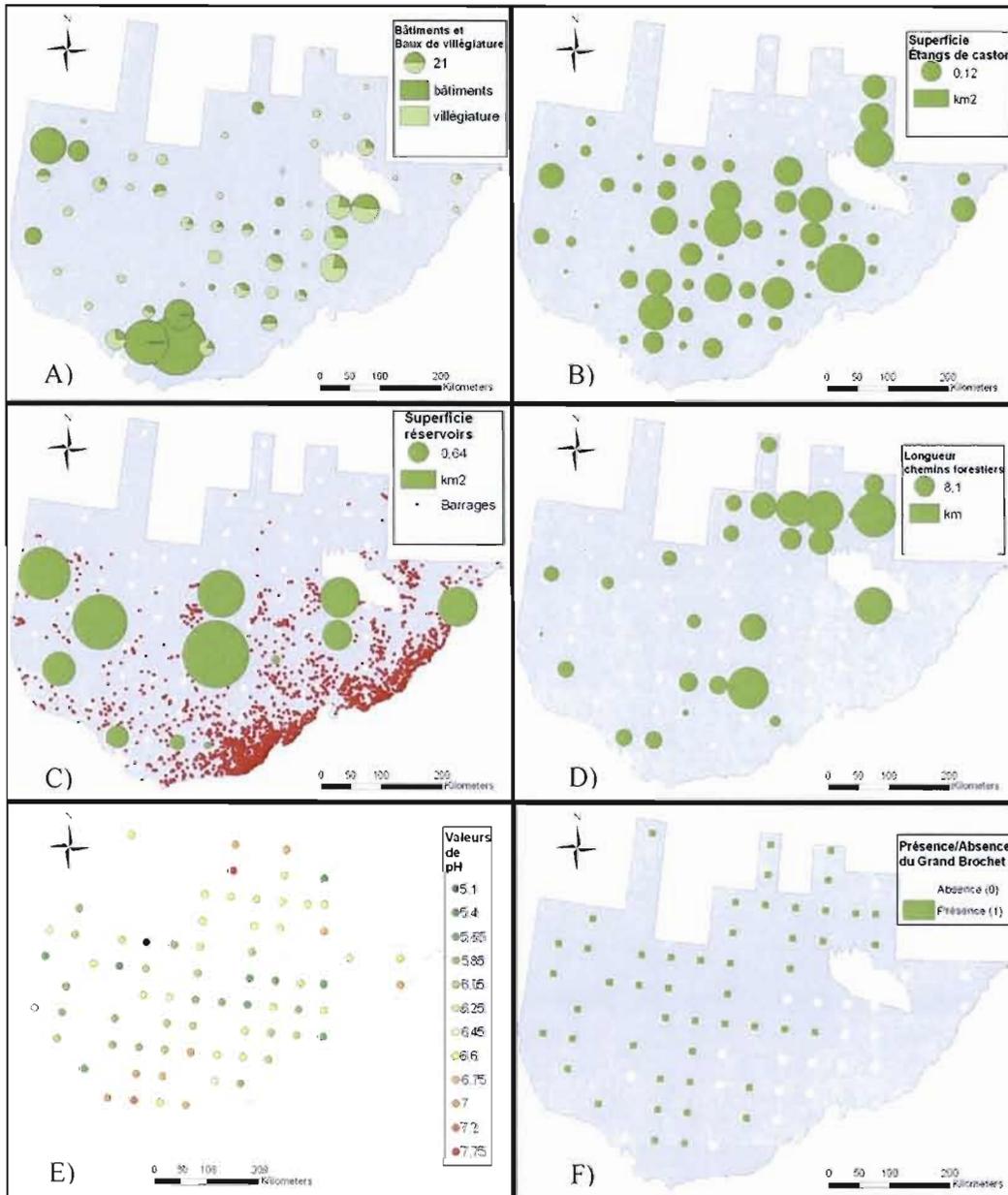


Figure 2. Cartographie des variables d'altération dans les quadrats. La taille des cercles est proportionnelle à la valeur numérique sur la carte. Le chiffre dans la légende donne la valeur associée à un cercle de cette taille. Un carreau blanc indique la position d'un quadrat avec absence de la variable d'altération. A) Densité des bâtiments et des baux de villégiature (somme de bâtiments et de baux de villégiature). La proportion de chaque type d'infrastructure est représenté par des teintes différentes. B) Superficie des étangs de castor (superficie des étangs en km^2). C) Superficie des réservoirs (superficie des réservoirs en km^2) et répartition des barrages de plus d'un mètre (points rouges) dans l'aire d'étude. D) Densité des chemins forestiers ($\text{m}/25\text{km}^2$). E) Valeurs de pH des eaux de surface issues d'une interpolation dans l'aire d'étude. F) Présence (quadrats verts) et absence (quadrats blancs) du brochet.

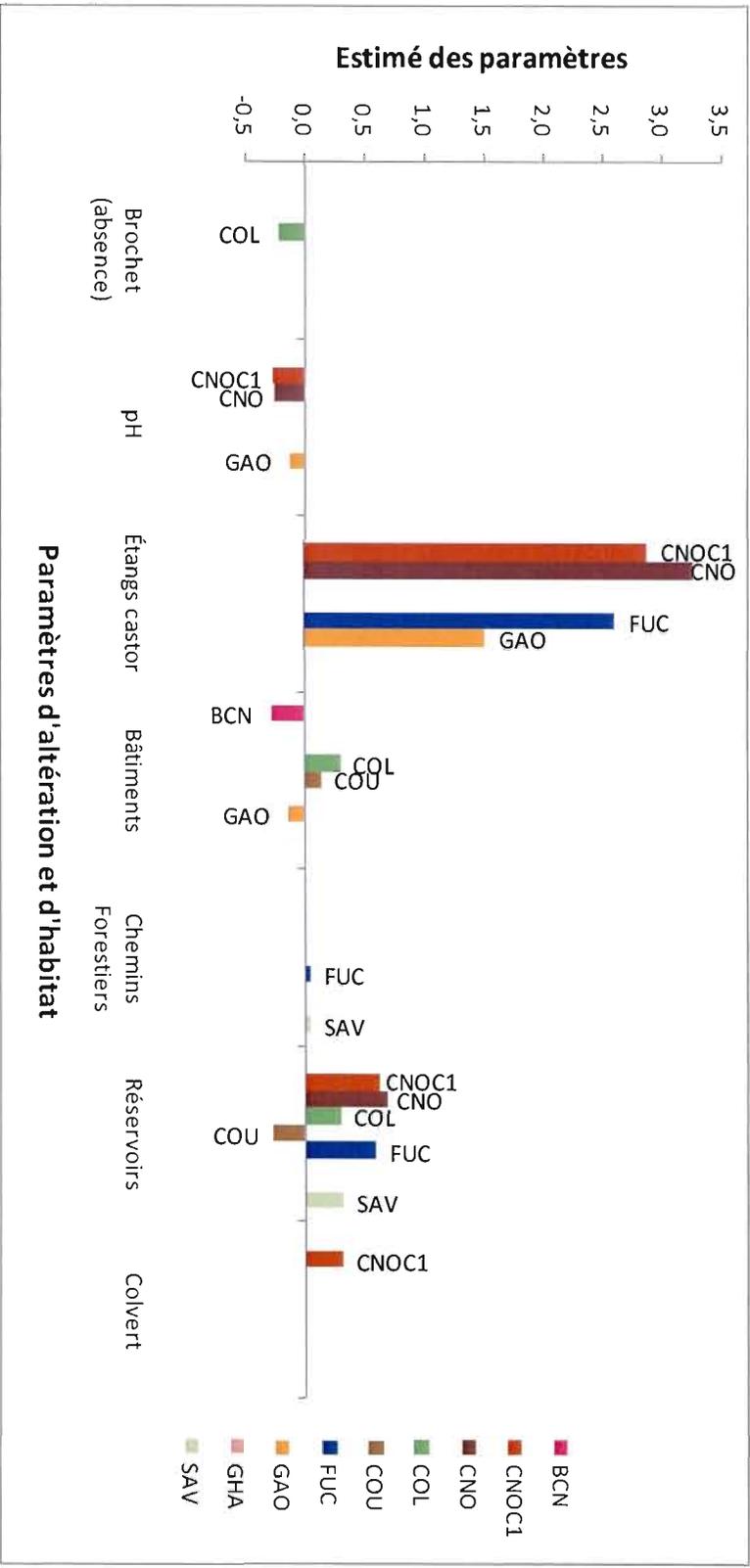


Figure 3. Histogramme des estimés significatifs des paramètres d'altération résultant des modèles de l'abondance de couples pour chacune des huit espèces abondantes dans l'aire d'étude. Où BCN= Bernache du Canada ; CNO1= Canard noir (modèle comptant l'abondance de Canard colvert en variable explicative) ; CNO= Canard noir (modèle sans l'abondance de Canard colvert en variable explicative) ; COL= Canard colvert ; FUC= Fuligule à collier ; GAO= Garroi à œil d'or ; GH= Grand Harle ; SAV= Sarcelle d'hiver.

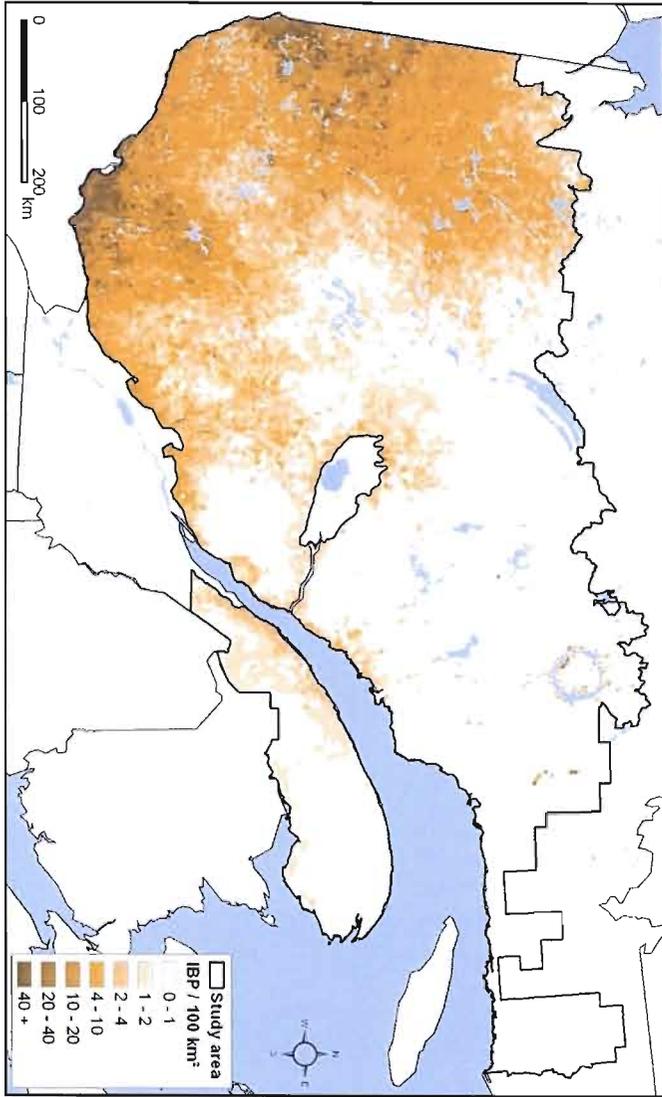


Figure 4. Densité potentielle interpolée basée sur des modèles d'habitat pour le Canard colvert dans l'aire d'étude des inventaires hélicoptères du PCCN et du SCF. Tirée de Lemelin et al. (2008).

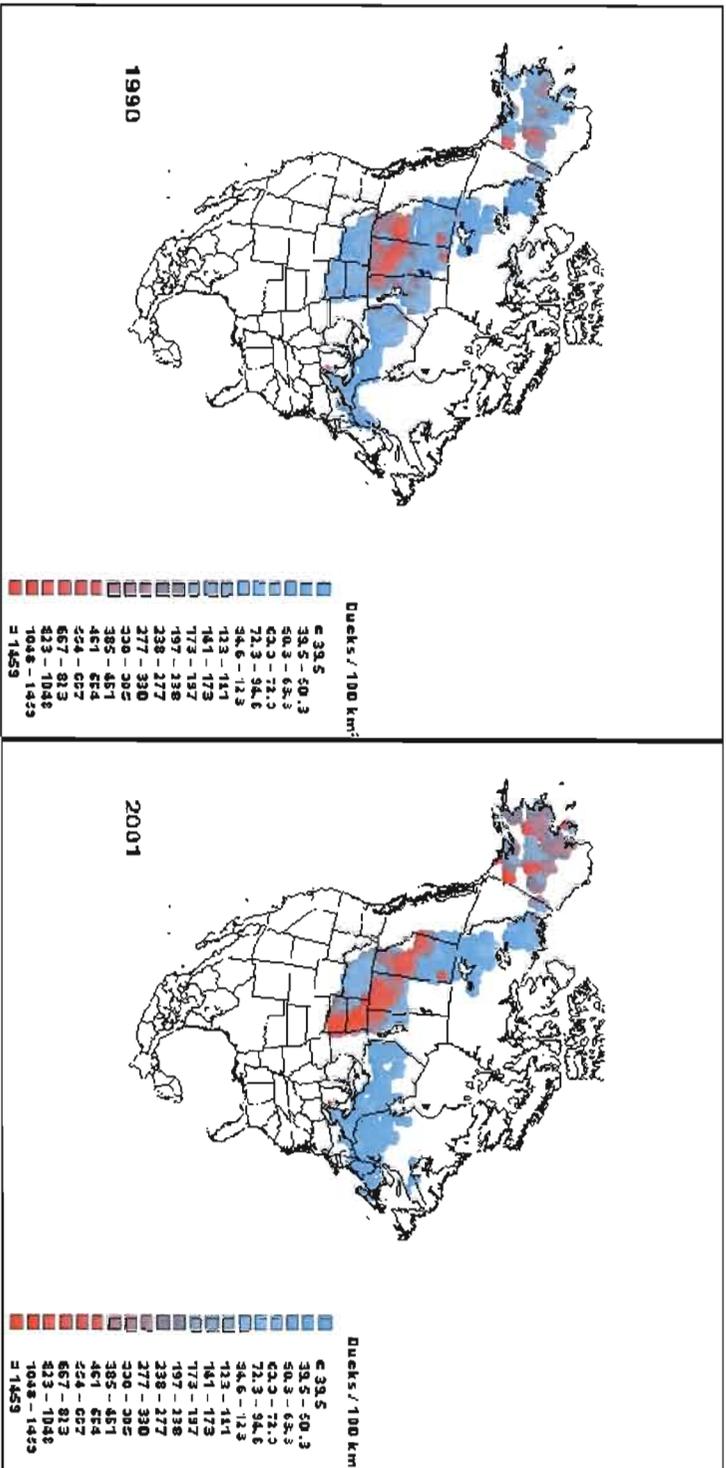


Figure 5. Cartes d'abondances des populations nicheuses de Canard colvert en 1990 et 2001 basées sur les données des inventaires des populations nicheuses et de l'habitat de la sauvagine (Waterfowl Breeding Populations and Habitat Survey) et générées par la ressource électronique du U.S. Fish and Wildlife Service (2009).

7. BIBLIOGRAPHIE

- Ankney, C. D., D. G. Dennis, and R. C. Bailey.** 1987. Increasing Mallards, Decreasing American Black Ducks: Coincidence or Cause and Effect? *The Journal of Wildlife Management* **51**:523-529.
- Anonyme.** 2002. Bird Conservation Regions. North American Bird Conservation Initiative-United States.
- Bordage, D.** 2009. Communication personnelle, Service Canadien de la Faune, Environnement Canada, Québec.
- Bordage, D., C. Lepage, and S. Orichefsky.** 2003. Inventaire en hélicoptère du Plan conjoint sur le Canard noir au Québec - Rapport annuel, printemps 2003. Page 26. Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Bouffard, S. H., and M. A. Hanson.** 1997. Fish in Waterfowl Marshes: Waterfowl Managers' Perspective. *Wildlife Society Bulletin* **25**:146-157.
- Boulet, M., and M. Darveau.** 2000. Depredation of artificial bird nests along roads, rivers and lakes in a boreal balsam fir forest. *The Canadian Field-Naturalist* **114**:83-88.
- Bouvier, J., and S. Barrette.** 1995. Bec-scie couronné. Pages 340-343 in J. Gauthier, and Y. Aubry, editor. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, Québec, Canada.
- Brook, R. W., R. K. Ross, K. F. Abraham, D. I. Fronczak, and J. C. Davies.** 2009. Evidence for Black duck winter distribution change. *The Journal of Wildlife Management* **73**:98-103.
- Brown, M. K., and G. R. Parsons.** 1979. Waterfowl Production on Beaver Flowages in a Part of Northern New York. *New York Fish and Game Journal* **26**:142-153.
- Conroy, M. J., G. G. Barnes, R. W. Bethke, and T. D. Nudds.** 1989. Increasing Mallards, Decreasing American Black Ducks - No Evidence for Cause and Effect: A Comment. *The Journal of Wildlife Management* **53**:1065-1071.
- Conroy, M. J., M. W. Miller, and J. E. Hines.** 2002. Identification and Synthetic Modeling of Factors Affecting American Black Duck Populations. *Wildlife Monographs* **150**.
- Cotter, R. C., P. Dupuis, and D. Henderson.** 1995a. Canard colvert. Pages 278-281 in J. Gauthier, and Y. Aubry, editor. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, Québec, Canada.
- Cotter, R. C., P. Dupuis, J. Tardif, and A. Reed.** 1995b. Bernache du Canada. Pages 262-265 in J. Gauthier, and Y. Aubry, editor. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, Québec, Canada.
- DesGranges, J. L., and M. Darveau.** 1985. Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. *Holarctic Ecology* **8**:181-190.

- DesGranges, J. L., and C. Gagnon.** 1994. Duckling Response to Changes in the Trophic Web of Acidified Lakes. *Hydrobiologia* **279/280**:207-221.
- Diefenbach, D. R., and R. B. Owen, Jr.** 1989. A Model of Habitat Use by Breeding American Black Ducks. *The Journal of Wildlife Management* **53**:383-389.
- Drilling, N., R. Titman, and F. McKinney.** 2002. Mallard (*Anas platyrhynchos*) in A. Poole, and F. Gill, editor. *The Birds of North America, No. 658*. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.
- Dugger, B. D., K. M. Dugger, and L. H. Fredrickson.** 1994. Hooded Merganser (*Lophodytes cucullatus*) in A. Poole, and F. Gill, editor. *The Birds of North America, No. 98*. Philadelphia, PA, USA: The Academy of Natural Sciences; Washington, D.C. USA: The American Ornithologists' Union.
- Dwyer, C. P., and G. A. Baldassarre.** 1994. Habitat Use by Sympatric Female Mallards and American Black Ducks Breeding in a Forested Environment. *Canadian Journal of Zoology* **72**:1538-1542.
- Eadie, J. M., M. L. Mallory, and H. G. Lumsden.** 1995. Common Goldeneye (*Bucephala clangula*) in A. Poole, and F. Gill, editor. *The Birds of North America, No. 170*. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., USA.
- Edwards, N. T., and D. L. Otis.** 1999. Avian Communities and Habitat Relationships in South Carolina Piedmont Beaver Ponds. *American Midland Naturalist* **141**:158-171.
- Eriksson, M. O. G.** 1979. Competition between Freshwater Fish and Goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for Common Prey. *Oecologia* **41**:99-107.
- Foote, L., and N. Krogman.** 2006. Wetlands in Canada's western boreal forest: Agents of Change. *The Forestry Chronicle* **82**:825-833.
- Gabor, T. S., H. R. Murkin, and J. W. Ingram.** 2005. Waterfowl Use of Managed and Unmanaged Beaver Ponds in South-Central Ontario. *Northeast Wildlife* **57**.
- Gerardin, V., and D. McKenney.** 2001. Une classification climatique du Québec à partir de modèles de distribution spatiale de données climatiques mensuelles: vers une définition des bioclimats du Québec. Page 40. Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Québec, Canada.
- Guerette Montminy, A., E. Berthiaume, M. Darveau, S. Cumming, D. Bordage, S. Lapointe, and L. V. Lemelin.** 2009. Répartition de la sauvagine en période de nidification entre les 51° et 58° de latitude nord dans la province de Québec. Rapport technique no. Q14, Canards Illimités Canada, Québec, Québec, 43 p.
- Hanson, A. R.** 2001. *Modelling the spatial and temporal variation in density of breeding black ducks at landscape and regional levels*. University of Western Ontario, London, Ontario
- Heusmann, H. W.** 1974. Mallard - Black Duck Relationships in the Northeast. *Wildlife Society Bulletin* **2**:171-177.
- Heusmann, H. W.** 1991. The History and Status of the Mallard in the Atlantic Flyway. *Wildlife Society Bulletin* **19**:14-22.
- Hohman, W. L., and R. T. Eberhardt.** 1998. Ring-necked Duck (*Aythya collaris*) in A. Poole, and F. Gill, editor. *The Birds of North America, No. 329*. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA, USA.
- Houde-Fortin, M.-A., and F. C. Gibeault.** 2007. Revue de littérature sur les composantes écologiques du Grand lac Saint-François - Impacts du marnage. Ministère des ressources

naturelles et de la faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches. 33 p.

Johnson, D. H., and J. W. Grier. 1988. Determinants of Breeding Distributions of Ducks. *Wildlife Monographs* **100**:1-37.

Krapu, G. L., A. T. Klett, and D. G. Jorde. 1983. The Effect of Variable Spring Water Conditions on Mallard Reproduction. *The Auk* **100**:689-698.

Lafond, R., C. Pilon, and Y. Leblanc. 2003. Bilan du plan d'inventaire aérien des colonies de castors au Québec (1989-1994). Société de la faune et des parcs du Québec. Direction du développement de la faune, Québec. 89 p.

Legendre, P., and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.

Lemelin, L.-V. 2007. *L'habitat de la sauvagine en période de nidification dans le Québec forestier*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda

Lemelin, L. V., and M. Darveau. 2005. Analyse de la prise en compte des hydrosystèmes de la forêt boréale par la Stratégie québécoise sur les aires protégées. Page 71. Canards Illimités Canada - Québec, Québec, Québec, Canada.

Lemelin, L. V., M. Darveau, L. Imbeau, and D. Bordage. 2010. Wetland use and selection by breeding waterbirds in boreal forest, Quebec, Canada. *Wetlands*: in press.

Lemelin, L. V., L. Imbeau, M. Darveau, and D. Bordage. 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**.

McAuley, D. G., D. A. Clugston, and J. R. Longcore. 1998. Outcome of Aggressive Interactions between American Black Ducks and Mallards during the Breeding Season. *The Journal of Wildlife Management* **62**:134-141.

McAuley, D. G., D. A. Clugston, and J. R. Longcore. 2004. Dynamic Use of Wetlands by Black Ducks and Mallards: Evidence against Competitive Exclusion. *Wildlife Society Bulletin* **32**:465-473.

McNicol, D. K., B. E. Bendell, and R. K. Ross. 1987. Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada: waterfowl and trophic relationships in small lakes in northern Ontario. Page 76 pp. in O. P. 62, editor. *Canadian Wildlife Service*, Ottawa, Ontario.

Ménard, S., M. Darveau, L. Imbeau, and L. V. Lemelin. 2006. Méthode de classification des milieux humides du Québec boréal à partir de la carte écoforestière du 3^e inventaire décennal. Page 19. Canards Illimités Canada - Québec.

Merendino, M. T., and C. D. Ankney. 1994. Habitat Use by Mallards and American Black Duck Breeding in Central Ontario. *The Condor* **96**:411-421.

Merendino, M. T., C. D. Ankney, and D. G. Dennis. 1993. Increasing Mallards, Decreasing American Black Ducks: More Evidence for Cause and Effect. *The Journal of Wildlife Management* **57**:199-208.

Merendino, M. T., G. B. McCullough, and N. R. North. 1995. Wetland Availability and Use by Breeding Waterfowl in Southern Ontario. *The Journal of Wildlife Management* **59**:527-532.

Ministère des Ressources naturelles. Direction de la planification et des communications. 2002. Rapport synthèse sur l'état des forêts québécoises in MRN, editor. *Gouvernement du Québec*, Québec, Québec, Canada, 8 pp.

Morton, E. S. 1998. Pairing in Mallards and American Black Ducks: A New View on Population Decline in American Black Ducks. *Animal Conservation* **1**:239-244.