

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

UTILISATION DES PARCS À RÉSIDUS MINIERES PAR LA SAUVAGINE EN
COMPARAISON AVEC DES ÉTANGS DE CASTORS EN ABITIBI-
TÉMISCAMINGUE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

À LA MAÎTRISE EN ÉCOLOGIE

PAR

ÉMILIE DESJARDINS

OCTOBRE 2020

AVANT-PROPOS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, Louis Imbeau, pour son soutien au cours de ce projet. Sa positivité, son support et sa passion pour la faune qu'il communique de façon contagieuse auront réellement permis d'enrichir mon passage à la maîtrise. Au cours de ces dernières années, il a su me faire progresser énormément en me proposant des défis, en m'offrant de nouvelles occasions et en me poussant suffisamment pour que je puisse évoluer à mon rythme. Merci pour tout! Je remercie également Nicole Fenton, ma co-directrice, pour m'avoir accueilli dans sa famille de botanistes et de bryologues! Faire partie de son laboratoire est l'un des éléments qui aura le plus contribué à me faire sentir bien à l'UQAT. J'ai vraiment apprécié travailler avec Nicole (qui est un modèle très inspirant de chercheuse!) et je considère que le projet a énormément profité de ses idées.

Je tiens aussi à remercier Marc J. Mazerolle et Marcel Darveau pour leur collaboration au projet. Leurs expertises respectives en statistiques et en milieux humides auront évidemment été indispensables. J'ai beaucoup apprécié leur participation active et leur implication tout au long du projet. Pour leur facilité d'approche lors de nos rencontres, que ce soit à distance ou même en personnes, lorsque qu'ils se sont déplacés jusqu'en Abitibi pour venir visiter quelques sites d'études, merci!

J'aimerais aussi remercier d'autres personnes qui ont contribué au projet de différentes façons. Marie-Hélène et Danièle, pour leur dynamisme, leur sourire et leur efficacité qui selon moi sont essentiels au bon succès de nos réalisations à l'UQAT. Jérémie et Niels, qui m'ont accompagnés sur le terrain, le tout n'aurait pas été possible sans leur patience et l'énergie qu'ils ont déployé pour le projet.

Un dernier remerciement à tous ceux qui ont été là pour m'épauler et me soutenir pendant ma maîtrise. Ma famille, mes parents tout spécialement qui ont lu et entendu d'innombrables versions de mon projet et qui m'ont écouté si souvent parler de ce que je faisais à l'Université. Mes amis, du laboratoire ou de l'IRF, qui ont rendus mon passage à l'UQAT si agréable. Même en demeurant dans ma région natale pour poursuivre mes études, j'en aurai appris énormément sur le monde, merci!

Ce mémoire a été rédigé sous forme d'article. Le chapitre II a été rédigé en anglais sous forme de manuscrit scientifique afin d'être soumis à la revue *Avian Conservation and Ecology* avec comme auteurs : Émilie Desjardins, Louis Imbeau, Marcel Darveau, Marc Mazerolle et Nicole Fenton. Je suis le premier auteur de ce mémoire.

Dans le cadre de ce travail, des poissons ont été capturés selon une méthode approuvée par le ministère des forêts, de la faune et des parcs. Le permis SEG délivré à cet effet porte le numéro suivant : 2019-05-27-042-08-GP.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	ii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ANNEXES.....	ix
RÉSUMÉ	x
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Mise en contexte et problématique	1
1.2 État des connaissances.....	5
1.2.1 Répartition de la sauvagine au Québec	5
1.2.2 Les facteurs affectant l'utilisation de l'habitat par la sauvagine.....	7
1.2.3 Les étangs de castors et leur importance pour la sauvagine.....	13
1.2.4 L'industrie minière et son impact sur l'environnement	16
1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail	22
1.3.1 Objectifs de l'étude	22
1.3.2 Hypothèses de travail	24
CHAPITRE II WATERFOWL USE OF MINE TAILING PONDS IN COMPARISON WITH NATURAL BEAVER PONDS, IN BOREAL EASTERN CANADA.....	25
2.3 Introduction.....	28
2.4 Methods	30
2.4.1 Pond selection and Waterfowl data.....	30
2.4.2 Pond characteristics and environmental covariates.....	33
2.4.3 Statistical analysis	35
2.5 Results	38

2.6	Discussion.....	44
2.6.1	Comparison of habitat parameters between site types and Waterfowl occupancy patterns.....	44
2.6.2	Waterfowl detectability and timing of surveys.....	49
2.7	Conclusion.....	50
2.8	Appendices	51
	CHAPITRE III CONCLUSION GÉNÉRALE	64
	ANNEXE A	68
	RÉFÉRENCES.....	69

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Schéma évolutif d'un milieu type dynamisé par le castor en relation avec la classification de Canards illimités Canada. Tiré directement de Lemelin et Darveau (2008).....	14
1.2 Pictures of the two types of ponds compared in this study, beaver ponds (A) and mining ponds (B).	23
2.1 Location of the 12 mining ponds and 38 beavers ponds in western Quebec, Canada, sampled for waterfowl in 2018 and 2019.....	32
2.2 Distribution of different habitat parameters for 38 beaver ponds (BP) and 12 mining ponds (MP) in western Québec, Canada. NDVI is the normalized difference vegetation index and Fish abundance is the number of fish captured. The mean values of the parameters are represented by a grey dot on the boxplots.	40
2.3 Model-averaged predicted occupancy for breeding adults (a) and broods (b) of different waterfowl species and guilds. Data were collected from surveys of 38 beaver ponds (in black) and 12 mining ponds (in grey) in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Error bars denote 95% confidence intervals around estimates.....	42
2.4 Model-averaged predicted occupancy for broods of goldeneyes based on water pH of 38 beaver ponds and 12 mining ponds sampled for waterfowl in western Québec, Canada in 2018 and 2019.....	43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
<p>2.1 List of candidate models for testing habitat use by waterfowl. The first group of models (a) was used to test whether one pond type (beaver pond or mining pond) was used more than another by four species and two guilds of waterfowl. The second group (b) was used to explain the effect of pond characteristics on the probability of occupancy of these species and guilds. For both groups of models, we tested the effect of different detection parameters (c).</p>	37
<p>2.2 Mean values and their standard error (SE) for various habitat parameters that were measured on 38 beaver ponds and 12 mining ponds in western Québec, Canada. Comparisons were conducted with two sample t-tests for all variables, except for the number of fish captured which were analysed with robust regression due to the presence of outliers.....</p>	39
<p>A2.1 Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining the use of two pond types by adults of four species and two guilds of waterfowl in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Only models with an $\Delta AIC_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL), and number of estimated parameters (K).</p>	51
<p>A2.2 Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining the use of two pond types by three species and one guild of waterfowl broods in small ponds in western Québec, Canada. Only models with an $\Delta AIC_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL) and number of estimated parameters (K).</p>	53
<p>A2.3 Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining habitat use according to pond characteristics by adults of four species and two guilds of waterfowl in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Only models with an $\Delta QAIC_c < 2$ are</p>	

presented with their Akaike coefficient (QAIC _c), respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL) and number of estimated parameters (K).....	54
A2.4 Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC _c) explaining habitat use according to pond characteristics by two species and one guild of waterfowl broods in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Only models with an $\Delta QAIC_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL) and number of estimated parameters (K).	56
A2.5 Occurrence of adults (a) and broods (b) of different waterbird species observed on 38 beaver ponds and 12 mining ponds sampled in western Québec, Canada in 2018 and 2019.	57
A2.6 Multi-model inference explaining habitat use according to pond characteristics by adults of four species and two guilds of waterfowl in small ponds in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Estimates of the effect of explanatory variables on the probabilities of occupancy (ψ) and detection (p) are presented with their 95% confidence intervals. All candidate models were used for multimodel inference.	59
A2.7 Multi-model inference explaining habitat use according to pond characteristics by two species and one guild of waterfowl broods in small ponds in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Estimates of the effect of explanatory variables on the probabilities of occupancy (ψ) and detection (p) are presented with their 95% confidence intervals. All candidate models were used for multimodel inference.	61
A2.8 Model-averaged predicted detection probability of breeding adults (a) and broods (b) of different waterfowl species and guilds presented with their 95% confidence intervals. Estimates were obtained after sampling 38 beaver ponds and 12 mining ponds in western Québec, Canada in 2018 and 2019.	63

LISTE DES ANNEXES

Annexe	Page
A Parc à résidus miniers de la mine de Géant Dormant (division de Mines Abcourt Inc.). Dans la plupart des cas, les sites miniers présentent un parc à résidus comportant les sections suivantes: 1(parc à résidus miniers), 1A (bassin 1 du parc à résidus), 1B (bassin 2 du parc à résidus) et 1C (bassin 3 du parc à résidus/bassin de polissage). Du premier bassin au dernier bassin, la sédimentation des résidus miniers est effectuée, on retrouvera donc beaucoup de résidus sédimentés dans le bassin 1A et peu de résidus dans le dernier bassin (1C). La photographie aérienne provient de Google Maps.	68

RÉSUMÉ

Les milieux humides sont essentiels pour un grand nombre d'espèces fauniques et végétales. Ces milieux sont cependant dégradés par les activités humaines, affectant ainsi l'habitat de groupes d'espèces tels que la sauvagine, qui utilise ces milieux aux différentes étapes de son cycle de vie. Dans ce contexte particulier, certains milieux humides artificiels, tels que des bassins d'épuration ou de récupération d'eau de pluie, sont parfois utilisés par ces espèces en alternative à des habitats naturels perdus. Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, localisée dans l'Ouest du Québec, certains étangs de parcs à résidus miniers sont connus par les ornithologistes pour être utilisés par plusieurs espèces aviaires. Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes intéressés à évaluer la qualité des parcs à résidus miniers en comparaison avec un milieu naturel reconnu favorable à l'établissement de la sauvagine : des étangs de castors. Nous avons effectué un inventaire des espèces de sauvagine (adultes et couvées) présentes sur 12 étangs miniers et 38 étangs de castors situés en Abitibi-Témiscamingue. Nous avons également considéré les variables environnementales sur les sites pouvant affecter l'occupation de ces étangs. Les comparaisons effectuées entre les deux types de sites ont montré que les conditions sur les sites miniers semblent aussi favorables à l'établissement de la sauvagine en période de reproduction que celles observées sur les étangs de castors. En utilisant les modèles d'occupation de sites, nous avons trouvé que la plupart des espèces utilisaient autant les parcs à résidus miniers que les étangs de castors considérés. Ces espèces semblent également se reproduire autant sur les deux types de sites. Les adultes et les couvées du Garrot à œil d'or semblent même utiliser de façon plus importante les étangs miniers. Bien que nos modèles n'aient pas permis de montrer de relation directe entre l'occupation du garrot et les conditions observées sur les sites, nous suggérons que les résultats obtenus pour le garrot peuvent s'expliquer par le fait que les étangs miniers sont plus ouverts et souvent dépourvus de poissons compétiteurs. Ces caractéristiques sont donc à favoriser lors de la restauration d'un site minier dans le cas d'un aménagement pour la sauvagine. Puisque ces étangs miniers sont également utilisés par plusieurs espèces, nous recommandons de conserver ces éléments du paysage, qui peuvent représenter un nouvel habitat de qualité pour ce groupe faunique. De futures études réalisées sur l'utilisation des étangs miniers par la sauvagine devraient être effectuées afin de confirmer ces conclusions sur le long terme.

Mots clés : Sauvagine, Étangs de castors, Étangs miniers, Utilisation de l'habitat, Reproduction, Garrot à œil d'or

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte et problématique

La perturbation et la destruction d'habitats naturels qui s'effectuent présentement à l'échelle mondiale affectent l'environnement de plusieurs espèces animales et végétales. Les milieux humides et aquatiques n'y font pas exception, et ces derniers sont particulièrement touchés par les activités d'origine anthropique malgré le fait qu'ils remplissent un nombre important de fonctions écosystémiques, tels que l'amélioration de la qualité de l'eau, la séquestration de carbone et le contrôle des inondations (Costanza *et al.*, 1997; Zedler et Kercher, 2005). Au Canada, c'est près de 14% du territoire qui est couvert par des milieux humides, mais autrefois, ce pourcentage était beaucoup plus élevé (Gouv. du Canada, 2016). Malgré leur importance, ces milieux continuent d'être dégradés par l'homme et leur superficie tend à décroître en raison d'activités telles que l'agriculture, la récolte forestière ou l'installation d'infrastructures hydroélectriques (Poulin *et al.*, 2004). À cette perte nette de milieux humides s'ajoutent aussi le réchauffement climatique qui peut perturber leur régime hydrique (Mitsch et Hernandez, 2013) ainsi que la pollution par différents composés qui sont lixiviés et absorbés par ces derniers (Verhoeven *et al.*, 2006). Sur le continent nord-américain, ce serait jusqu'à 56% de leur superficie qui aurait été perdue depuis le début du 18^{ème} siècle (Davidson, 2014). Pour ces raisons, certains organismes

tels que la Convention RAMSAR ont reconnu l'importance des milieux humides et oeuvrent présentement à leur conservation.

Les milieux humides sont utilisés par de nombreuses espèces fauniques, lesquelles dépendent de leur régime hydrique unique pour leur survie. Par exemple, plusieurs espèces d'amphibiens, comme les grenouilles, les crapauds et les salamandres, utilisent les milieux humides pour leur reproduction (Batzer *et al.*, 2006; Seburn et Seburn, 2000). Les milieux humides sont également essentiels pour un grand nombre d'espèces d'oiseaux (Weller, 1999). Plus spécifiquement pour la sauvagine, de nombreuses études se sont intéressées à l'utilisation de l'habitat par les différentes espèces. À l'échelle nord-américaine, il est souvent considéré que les Prairies se situant au centre du continent et qui recourent à la fois le territoire du Canada et des États-Unis constituent l'habitat le plus productif pour la sauvagine (Baldassarre et Bolden, 1994; Bellrose et Kortright, 1976). Le milieu boréal serait quant à lui moins dense en couples nicheurs, puisque les habitats qu'on y retrouve seraient pauvres et moins favorables à l'établissement des couples nicheurs et de leurs couvées (Gunnarsson *et al.*, 2004; Sjöberg *et al.*, 2000). Ce milieu s'avère néanmoins d'une grande importance pour la sauvagine (Slattery *et al.*, 2011) et présente un grand nombre de lacs et d'étangs, qui couvrent en somme plus de 80% des eaux douces présentes à l'échelle mondiale (Schindler, 1998). En raison de sa vaste superficie, le nombre de couples nicheurs dans le milieu boréal demeure donc très important, et plusieurs espèces telles que le Canard noir et le Canard d'Amérique ou groupes d'espèces tels les fuligules et les macreuses utiliseraient principalement ce milieu pour leur reproduction (Mack et Morrison, 2006). Les milieux humides de la zone boréale sont également utilisés par de nombreuses espèces en période de migration (Mack et Morrison, 2006). Ce biome présente donc une diversité importante de milieux humides et procure de nombreux étangs et petits plans d'eau qui sont reconnus comme étant des habitats d'importance pour plusieurs espèces de sauvagine (Lemelin *et al.*, 2010; McNicol *et al.*, 1987; Nummi et Pöysä,

1995a). Ces petits plans d'eau présentent, entre autres, des conditions particulières, comme l'absence de stratification thermique et une exposition réduite au vent et aux vagues (Cowardin *et al.*, 1979), qui peuvent s'avérer favorables à l'établissement de la sauvagine.

Plusieurs populations faisant usage du milieu boréal sont cependant affectées par les perturbations qui s'effectuent au sein de leur habitat (Austin *et al.*, 2000; Börger et Nudds, 2014). Dans ce contexte, des études ont montré que des habitats particuliers, tels que les étangs de castors, sont fréquemment utilisés par la sauvagine et peuvent s'avérer d'une grande importance pour ce groupe d'espèces (Merendino *et al.*, 1995; Nummi et Hahtola, 2008; Nummi et Holopainen, 2014; Rempel *et al.*, 1997). Les étangs de castors sont reconnus comme étant des habitats de qualité pour les couvées, puisqu'ils sont riches en nutriments et qu'ils possèdent des propriétés physiques qui favorisent l'accès aux ressources alimentaires (Aznar et Desrochers, 2008; Nummi et Hahtola, 2008). Cependant, les étangs de castors ne sont pas les seuls habitats particuliers à être utilisés par la sauvagine, et on note également l'usage d'étangs artificiels tels que des bassins visant la stabilisation des eaux usées (Bélangier et Couture, 1988; Piest et SOWLS, 1985; Swanson, 1977) et d'étangs-réservoirs (Lokemoen, 1973; Mack, G. D. et Flake, 1980). Ces plans d'eau créés par l'homme présentent donc certains attributs qui sont favorables à l'établissement de la sauvagine. Par exemple, les bassins de stabilisation des eaux usées sont riches en nutriments et en invertébrés (Swanson, 1977), qui sont une ressource alimentaire d'importance pour la sauvagine au cours de sa période de reproduction (Collias et Collias, 1963; Sugden, 1973). Dans certains cas cependant, comme dans celui de bassins d'évaporation, il a plutôt été noté que ces milieux peuvent accumuler des contaminants environnementaux (Presser et Barnes, 1985) et potentiellement affecter certaines espèces de sauvagine qui en font usage (Euliss *et al.*, 1989; Presser et Barnes, 1985).

Au sein du territoire québécois, et particulièrement dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, le paysage est parsemé de sites miniers, soit plus d'une centaine de sites miniers inactifs (restaurés ou non) et environ 16 sites et projets miniers actifs répartis sur le territoire (MERN 2020). Parmi ces sites sont créées des aires d'accumulation des résidus, appelées parcs à résidus miniers. En province, des lois sont mises en place quant à la gestion des rejets produits lors de l'exploitation minière, de sorte que les entreprises doivent dès le départ fournir leur plan de restauration quant à la gestion et au rétablissement du milieu (MERN, 2018a). Cette restauration vise principalement à rétablir l'état d'origine du site et à limiter les effets environnementaux néfastes liés à la formation de drainage minier acide (DMA) qui se produit suite à l'oxydation de minéraux sulfurés (Aubertin *et al.*, 2015). Pour ce faire, diverses méthodes peuvent être utilisées, et l'une d'entre-elles consiste à recouvrir les résidus miniers d'une couche aqueuse, ce qui résulte en la formation d'un bassin (Aubertin *et al.*, 2015).

Bien qu'initialement il ne s'agisse pas d'un objectif de la restauration de ces milieux, des inventaires effectués dans les dernières années témoignent de l'utilisation de bassins qui sont issus d'anciens sites miniers par la sauvagine (Imbeau, 2012, 2018). En lien avec cet élément, un essai réalisé dans le cadre d'une maîtrise en environnement effectué dans le sud du Québec a également tenté de déterminer la valeur économique et écologique d'un parc à résidus miniers restauré en étang (Vittet, 2011). Il a été établi qu'un tel site pouvait effectivement présenter un attrait pour plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques et de rivages, en plus d'être un lieu de villégiature intéressant.

Dans ce contexte où l'habitat naturel de la sauvagine est perturbé, ces milieux créés par l'homme peuvent donc procurer une diversité d'habitat accrue et faire office d'habitat récepteur pour les couples nicheurs à la recherche d'un milieu de qualité (Baldassarre et Bolden, 1994). Bien que de nombreuses études se soient intéressées aux facteurs qui

caractérisent l'utilisation de l'habitat par la sauvagine, très peu d'études se sont intéressées au cas particulier des parcs à résidus miniers (Uresk et Severson, 1988) qui sont pourtant bien présents dans le paysage. À notre connaissance, aucune étude ne s'est intéressée à la comparaison entre l'utilisation de ces milieux et de milieux naturels. Pourtant, valider quels sont les facteurs qui favorisent l'utilisation de ces milieux et quantifier leur utilisation par la sauvagine pourrait apporter des réponses et permettre d'approfondir les connaissances sur ces éléments du paysage qui sont une conséquence fréquente de l'exploitation minière. La comparaison des parcs à résidus miniers et des étangs de castors sera effectuée, puisque ces deux milieux sont issus d'un processus de formation similaire (soit l'inondation par un agent extérieur). Puisque les étangs de castors sont considérés comme l'un des habitats les plus productifs pour la sauvagine en milieu forestier (Lemelin *et al.*, 2010), cette comparaison permettra également de mettre en lumière l'importance potentielle des parcs à résidus miniers pour certaines espèces de sauvagine dans leur distribution boréale.

1.2 État des connaissances

1.2.1 Répartition de la sauvagine au Québec

Le groupe d'espèces nommé « sauvagine » comprend des espèces de l'ordre des Anseriformes, la plupart faisant partie de la famille des *Anatidea* (canards, oies et cygnes) (Baldassarre et Bolden, 1994). Pour cette étude, nous nous intéressons également à certaines espèces d'oiseaux aquatiques faisant partie de l'ordre des Podicipediformes (comme les grèbes) et des Gaviiformes (comme les huards). Dans le cadre de cette étude, nous regroupons donc sous ce terme les différentes espèces de canards, d'oies, de cygnes, de grèbes et de huards.

En Amérique du Nord, les premiers efforts pour recenser les différentes espèces de sauvagine présentes sur le continent se sont manifestés dès les années 1960, avec différents programmes de baguage et par l'inventaire traditionnel de l'Ouest. Après avoir observé des déclin importants des populations de sauvagine, le Plan nord-américain sur la gestion de la sauvagine a été signé en 1986, dans l'objectif d'effectuer un plan de conservation des espèces qui serait cohérent sur l'ensemble du continent. Le suivi des espèces est depuis effectué par le moyen de survols aériens qui sont faits à l'échelle du continent. Pour l'Est du Canada, suite au déclin observé des populations de Canard noir dans les aires d'hivernage, «Le plan conjoint sur le Canard noir» a été créé en 1990. Ce plan permet de fournir des indices sur les tendances populationnelles du Canard noir et des autres espèces de sauvagine nicheuses (Bordage *et al.*, 2003).

Parmi les données recueillies au cours des dernières années, il a été mis en évidence que 37 espèces de sauvagine utilisent régulièrement les plans d'eaux du Québec, que ce soit comme site d'hivernage, pour leur migration ou leur reproduction (Lepage et Bordage, 2013). Au sein des forêts de la province, la densité d'individus serait relativement faible, soit moins de 1 couple nicheur/km² selon Lemelin *et al.* (2004). Cependant, plus de 355 000 couples nicheurs ont été recensés dans le vaste milieu forestier du Québec (Bordage *et al.*, 2003) et jusqu'à 19 espèces de sauvagine sont reconnues comme étant des nicheurs réguliers dans les forêts de la province. Ces aires supportent également 50% de la population mondiale du Canard noir (Mack et Morrison, 2006) et sont le cœur de l'aire de répartition de la population de l'Est du Garrot d'Islande (Robert *et al.*, 2000), dont le statut a été désigné comme étant préoccupant par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2011).

L'Ouest de la province serait également plus riche en couples nicheurs si on le compare au reste du Québec. Ainsi, en Abitibi-Témiscamingue, une moyenne de 1,5 couples

nicheurs/km² aurait été déterminée suite aux inventaires effectués dans les dernières années (Lemelin, 2004; Lemelin *et al.*, 2008).

1.2.2 Les facteurs affectant l'utilisation de l'habitat par la sauvagine

1.2.2.1 La superficie du plan d'eau et la présence d'eau libre

Plusieurs études effectuées sur l'utilisation de l'habitat ont démontré l'importance de la superficie d'un plan d'eau pour la sauvagine (Adde *et al.* 2020). Ainsi, McNicol *et al.* (1987) et Nummi et Pöysä (1995a) ont trouvé que les plans d'eau de petite superficie étaient plus utilisés par la sauvagine non-piscivore par rapport aux plans d'eau de plus grande taille. Lemelin *et al.* (2010) ont également confirmé cette relation en démontrant l'importance des plans d'eau de petite superficie (<8 ha) pour plusieurs espèces de sauvagine qui utilisent préférentiellement ces habitats. Différentes caractéristiques inhérentes à ces petits plans d'eau les rendent favorables à l'établissement des différentes espèces de sauvagine. Par exemple, l'exposition au vent et aux vagues est réduite dans les plans d'eau plus petits (Cowardin *et al.*, 1979) et la faible profondeur des plans d'eau peut faciliter l'acquisition des ressources alimentaires par la sauvagine (Pöysä 1983). Lemelin *et al.* (2010) ont également démontré que la majorité des espèces utilisent très peu les eaux se situant loin des rives (soit à plus de 100m), ce qui pourrait indiquer que le nombre de couples dépend plutôt de la longueur du rivage disponible plutôt que de la superficie du plan d'eau.

Les étangs, définis par Cowardin *et al.* (1979) comme «*small, shallow, permanent or intermittent water bodies* », seraient donc utilisés par plusieurs espèces, et parmi ces derniers, ceux présentant une certaine superficie d'eau libre (qui ne sont pas recouverts par une trop grande superficie de végétation) seraient d'une grande importance pour la

sauvagine. Certaines études s'étant intéressées aux différents types de milieux humides utilisés par la sauvagine ont donc montré cette relation (Lemelin *et al.*, 2010; Rempel *et al.*, 1997), selon laquelle de nombreuses espèces sont associées avec les étangs semi-ouverts ou ouverts.

Contrairement à ce qui a été trouvé pour les espèces de canards barboteurs et de canards plongeurs non-piscivores, les espèces consommant du poisson seraient plutôt associées avec les grands plans d'eau (Found *et al.*, 2008; Lemelin *et al.*, 2010), puisque la probabilité de retrouver du poisson serait plus grande dans ces derniers (McNicol *et al.*, 1995).

1.2.2.2 L'abondance de ressources alimentaires

De façon générale, l'abondance des ressources alimentaires est un autre élément qui affecte l'utilisation de l'habitat par la sauvagine, et ce particulièrement pour les couvées au cours de la période de reproduction (Sugden, 1973). D'abord, les couvées auraient des besoins très spécifiques en ce qui a trait à leur alimentation. Plus particulièrement pour les espèces non-piscivores, les canetons se nourrissent surtout d'insectes durant les premiers jours et diversifient leur régime alimentaire au cours du temps (Collias et Collias, 1963). Il a aussi été montré que les femelles adultes s'alimentent d'invertébrés pendant la période de reproduction (Krapu, 1974; Reinecke et Owen, 1980). Dans les deux cas, il s'agit d'une période où la demande en protéines est très élevée pour la formation et la croissance des tissus animaux. Certains acides aminés sont dits essentiels, puisqu'ils ne peuvent pas être synthétisés par l'organisme et qu'ils doivent se retrouver dans les aliments consommés par un individu. Certaines espèces de sauvagine peuvent donc compléter leur alimentation en consommant des invertébrés aquatiques, qui sont très riches en acides aminés divers (Sugden, 1973). Les invertébrés

aquatiques peuvent également être une source d'autres éléments essentiels, tels que certains acides-gras, qui sont synthétisés par les algues et qui seront accumulés par les invertébrés (Gladyshev *et al.*, 2009; Grosbois *et al.*, 2017; Schneider *et al.*, 2017). De nombreuses études ont montré que les femelles quittaient l'étang de nidification une fois que les œufs étaient éclos afin de se déplacer vers des étangs plus riches en ressources pour élever leurs couvées (Nummi et Pöysä, 1993; Ringelman et Longcore, 1982; Wayland et McNicol, 1994). Puisque les invertébrés sont une ressource essentielle pour les canetons à cette période, les femelles prioriseront donc des étangs où cette ressource est abondante.

Ainsi, les facteurs agissant positivement ou négativement sur l'abondance d'invertébrés sont susceptibles d'affecter la sélection de l'habitat par la sauvagine. Par exemple, plusieurs études ont montré que la présence de poissons dans un étang peut affecter l'abondance ou la richesse d'invertébrés aquatiques dans le milieu (Mallory *et al.*, 1994; McNicol *et al.*, 1995; McNicol et Wayland, 1992). En raison de la compétition existant entre la sauvagine et les poissons pour cette ressource, certaines espèces de sauvagine évitent les étangs occupés par les poissons et sont donc négativement associées avec leur présence (Epnors *et al.*, 2010; McNicol et Wayland, 1992) ou leur abondance (Eadie et Keast, 1982; Väänänen *et al.*, 2012) dans le milieu. En revanche, puisque les espèces de sauvagine ont des modes d'alimentation qui diffèrent (barboteurs ou plongeurs) et qu'elles peuvent s'alimenter dans des types de milieux qui diffèrent également (en eaux libres ou dans des sections plus végétalisées des plans d'eau), les poissons n'ont pas le même effet sur toutes les espèces. Par exemple, le Garrot à œil d'or est une espèce de plongeur qui s'alimente surtout en eau libre et qui consomme préférentiellement des invertébrés pélagiques (ou invertébrés de la colonne d'eau). Le Fuligule à collier (une autre espèce de plongeur), quant à lui, consomme surtout du benthos. Le fuligule est donc moins affecté par la présence de poissons que le garrot puisque les poissons seront plutôt présents dans l'eau libre et

auront surtout un impact sur l'abondance d'invertébrés pélagiques qui sont des proies plus visibles (McAuley et Longcore, 1988; McNicol et Wayland, 1992; Väänänen *et al.*, 2012). En contre-partie, le garrot sera aussi en mesure de plonger pour consommer des organismes du benthos dans un milieu où ses proies préférentielles sont affectées, alors que les espèces de barboteurs seront généralement moins versatiles. Au sein du groupe des canards barboteurs, l'effet de la présence de poissons peut cependant varier entre les espèces. Par exemple, le Canard colvert consomme surtout des organismes du benthos et d'autres organismes présents sur la végétation. Des études ont ainsi montré que l'espèce s'alimente à proximité de la végétation, où il y a moins de poissons et sont donc peu affectés par ces derniers (Nummi *et al.*, 2013; Väänänen *et al.*, 2012). À l'opposé, ces mêmes études ont montré qu'une autre espèce, la Sarcelle d'hiver, qui s'alimente plutôt de proies en eaux libres, évite généralement les plans d'eau où il y a des poissons.

Certaines études ont également montré un lien entre l'acidité du milieu, l'abondance de poissons et l'abondance d'invertébrés. Les poissons sont plus sensibles au changement d'acidité que les invertébrés en général, ce qui fait que sous un certain pH, les poissons ne peuvent pas subsister dans un étang donné alors que certains taxons d'invertébrés ne sont pas affectés. Pour certaines espèces de sauvagine, les étangs plus acides sont donc parfois préférés puisque la compétition pour les ressources invertébrées dans ces milieux est moindre (DesGranges et Darveau, 1985; McNicol et Wayland, 1992). Cependant, plusieurs taxons d'invertébrés peuvent être affectés par le pH lorsque ce dernier est inférieur à 6, et de façon encore plus importante lorsque ce dernier passe sous le seuil de 5.5 (McNicol *et al.*, 1995). Cela signifie que même si certains taxons d'invertébrés subsistent dans des étangs à pH plutôt faible, la richesse en invertébrés aura tendance à chuter de façon importante à partir d'un certain niveau.

La composition chimique du plan d'eau en phosphore total et en azote peut quant à elle avoir un impact sur l'abondance des ressources alimentaires puisqu'elle serait associée avec la productivité du milieu et son état d'eutrophisation (Nürnberg, 1996). Plus spécifiquement dans le contexte de la sauvagine, Pöysä *et al.* (2001) ont montré que la composition en phosphore total affecte l'utilisation de l'habitat par les couples avec des couvées, bien que cet indice à lui seul ne peut être utilisé pour déterminer quels plans d'eau seront surtout occupés par les différentes espèces. La productivité en nutriments et en macrophytes ont donc de l'importance puisque ces derniers permettent de soutenir les proies invertébrées dans le milieu (Longcore *et al.*, 2006).

1.2.2.3 L'accessibilité aux ressources alimentaires

Une caractéristique physique du milieu, soit la profondeur à proximité des rives, peut affecter l'accès aux ressources alimentaires. Pour 6 espèces de canards barboteurs étudiées par Pöysä (1983), la limite de profondeur pouvant être atteinte au cours de l'alimentation se situe entre 26 et 42 cm approximativement. Le fait qu'il y ait une zone assez large où l'eau est peu profonde permet aux barboteurs d'atteindre les ressources alimentaires se trouvant au fond des plans d'eau. Cependant, selon cette même étude, la profondeur aurait peu d'impact sur les espèces de canards qui ont la capacité de plonger pour s'alimenter.

Pour les espèces de barboteurs et pour les jeunes canetons, le couvert de végétation peut également favoriser l'accès aux ressources alimentaires puisque la végétation peut servir de support aux différentes proies invertébrées. En effet, il a été montré que les canetons qui n'étaient pas en mesure de plonger pour s'alimenter pouvaient prélever directement leurs proies sur la végétation (Danell et Sjöberg, 1982; Sugden, 1973).

1.2.2.4 L'exposition à la prédation

Un autre élément pouvant affecter la distribution de la sauvagine et particulièrement des couvées est l'exposition à la prédation. En forêt boréale, les prédateurs importants sont principalement des espèces de mammifères (renard roux, vison d'Amérique) et d'oiseaux (grand corbeau, certains rapaces) (Brook *et al.*, 2005). Il a été montré que ces prédateurs peuvent s'en prendre notamment aux canards adultes, mais aussi aux canetons et aux œufs (Sargeant *et al.*, 1993), ce qui peut affecter la productivité des différentes espèces de sauvagine (Brook *et al.*, 2005). En lien avec ces éléments, il a été noté que les canetons se trouvent souvent dans des étangs où il y a une plus grande disponibilité de rivage (Hudson, 1983; Patterson, 1976), et il a été suggéré que les zones riveraines pouvaient procurer un lieu d'échappement aux prédateurs (Patterson, 1976). Une étude menée par Nummi et Hahtola (2008) sur des étangs de castors a montré que la prédation est généralement faible dans ces derniers puisqu'ils présentent une zone assez large où l'eau est peu profonde. Ceci pourrait permettre aux couvées de s'alimenter à une certaine distance de la terre ferme et donc de limiter les risques inhérents à la prédation par des mammifères terrestres. Selon ces mêmes auteurs, la présence d'un couvert de végétation relativement dense dans les étangs de castors pourrait également permettre aux couvées de limiter la prédation par la faune aviaire. En somme, cela suggère que certaines caractéristiques de l'étang, soit une faible profondeur et une végétation dense, pourraient s'avérer bénéfiques pour limiter la prédation des couvées. Pour certaines espèces de plongeurs, il a plutôt été montré que les milieux ouverts et moins végétalisés semblent être favorisés puisque ces espèces évitent généralement les prédateurs en plongeant (Murkin *et al.*, 1997).

Finalement, certaines espèces de poissons peuvent également prédater les canetons (Dessborn *et al.*, 2011; Eadie et Keast, 1982; Elmberg *et al.*, 2010 Väänänen *et al.*, 2012). Cependant, il semblerait que la pression de sélection associée avec la présence

de poissons serait surtout attribuée à la compétition pour les ressources plutôt qu'à la prédation effectuée par ces derniers (Eadie et Keast, 1982; Väänänen *et al.*, 2012).

1.2.3 Les étangs de castors et leur importance pour la sauvagine

Le castor est une espèce clé de l'écosystème qui est largement distribuée en Amérique du Nord, et en particulier au Canada (Müller-Schwarze et Sun, 2003). Ce dernier est également reconnu comme un ingénieur de l'écosystème, c'est-à-dire que par sa présence, il modifie de façon importante l'environnement dans lequel il se trouve (Jones *et al.*, 1994; Naiman *et al.*, 1988). L'une des sources principales de modifications induites par le castor est la création de barrages, qui inondent la dépression adjacente à ces derniers et qui entraînent la formation de nouveaux étangs. Suite à cette inondation, la végétation est ennoyée et la succession végétale est modifiée vers des communautés aquatiques. Les nutriments sont également retenus dans l'étang créé et de façon générale, le cyclage des nutriments dans le milieu est modifié (Klotz, 1998; Naiman et Melillo, 1984). Après l'abandon du barrage par le castor, ce dernier finira par céder s'il n'est pas entretenu. La succession de la végétation reprendra donc graduellement, et ce cycle peut être représenté par la Figure 1.1 tirée directement de Lemelin et Darveau (2008). Dans cette figure, l'abandon du barrage peut être représenté par l'étape «dégradation initiale du barrage de castor», qui est suivie par une diminution du niveau de l'eau et par une succession de végétation graminéoïde.

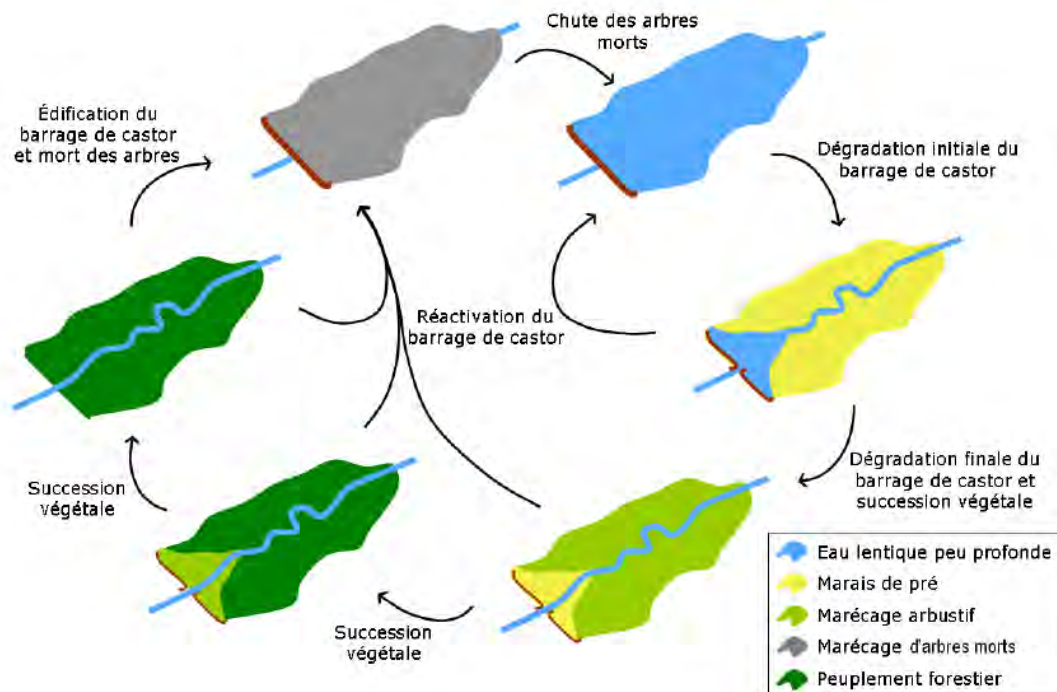


Figure 1.1 : Schéma évolutif d'un milieu type dynamisé par le castor en relation avec la classification de Canards illimités Canada. Tiré directement de Lemelin et Darveau (2008).

Le castor modifiera donc de façon importante l'environnement dans lequel il se trouve, en maintenant ou en créant des milieux humides par la construction de ses barrages. D'abord, la quantité de nutriments dans le milieu sera augmentée par le fait que la végétation présente sera envoyée et décomposée. La mort des arbres et la tombée des feuilles contribuera à cette augmentation en nutriments (Naiman *et al.*, 1986). Les castors continueront ensuite à libérer des nutriments dans l'environnement, puisqu'ils ne consomment qu'une partie des végétaux récoltés pour leur alimentation (Naiman *et al.*, 1986). Le reste sera donc décomposé et contribuera à faire augmenter la productivité du milieu. Ces nutriments seront, de plus, bien retenus dans le milieu puisque l'environnement formé par le barrage est plutôt stagnant. D'autres études ont montré que la composition en espèces végétales est généralement modifiée par les

inondations produites. Les espèces végétales qui sont moins tolérantes à l'eau seront donc remplacées par des espèces plus tolérantes, et à court terme, cela favorisera les plantes aquatiques (Naiman *et al.*, 1988). Certaines espèces de feuillus comme les saules auront cependant une bonne capacité à tolérer les nouvelles conditions générées par l'inondation du milieu (Nummi, 1989). La productivité primaire est également augmentée par le fait que les étangs de castors sont généralement peu profonds et stagnants, ce qui favorise la pénétration de la lumière (Klotz, 1998).

Cette nouvelle hétérogénéité dans le paysage créée par le castor peut s'avérer bénéfique pour plusieurs espèces fauniques, telles que certaines espèces d'amphibiens (Metts *et al.*, 2001), de poissons (Malison *et al.*, 2015) et d'oiseaux (Brown *et al.*, 1996; Nummi et Holopainen, 2014). Plusieurs espèces de sauvagine font d'ailleurs usage des étangs de castors, notamment au cours de leur période de reproduction (Merendino *et al.*, 1995; Nummi, 1992; Nummi et Holopainen, 2014; Rempel *et al.*, 1997). Parmi ces dernières, la Sarcelle d'hiver (Nummi et Hahtola, 2008; Nummi et Pöysä, 1997) et le Canard noir (Diefenbach et Owen, 1989; Renouf, 1972; Ringelman et Longcore, 1982) répondent tout particulièrement à l'arrivée d'un barrage dans le paysage. La Sarcelle d'hiver serait l'une des premières espèces à utiliser les étangs de castors après leur formation (Nummi et Pöysä, 1997). Selon une étude menée par Nummi et Hahtola en 2008, ces dernières bénéficient de la richesse en nutriments et de la faible profondeur du milieu créé, puisqu'elles n'ont pas la capacité de s'alimenter dans des milieux plus profonds (Pöysä, 1983). Ils ont également montré que la richesse en invertébrés était plus élevée dans les étangs de castors et qu'elle était corrélée avec l'abondance de la sarcelle. Les couvées présentes dans les étangs de castors étaient également moins sujettes à la prédation, puisque ces étangs présentaient des propriétés physiques favorisant l'évitement des prédateurs terrestres ou aviaires (Nummi et Hahtola, 2008).

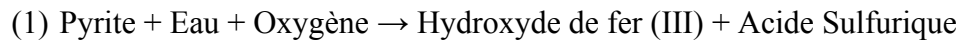
Il est cependant à noter que les changements induits par le castor n'affectent pas toutes les espèces de la même façon. En effet, bien que la richesse spécifique soit généralement favorisée par l'hétérogénéité générée dans le paysage, certaines espèces ne sont pas favorisées par les changements apportés (Metts *et al.*, 2001). Le stade de l'étang peut également correspondre aux besoins spécifiques de certaines espèces plus que d'autres. Par exemple, un étang récemment formé et où le castor est toujours présent est un bon habitat pour les différentes espèces de sauvagine puisqu'ils seront riches en nutriments et en invertébrés (Renouf, 1972). Aussi ces habitats maintenus par le castor auraient un niveau d'eau plus stable en comparaison avec ceux où il n'y a plus de castors (Renouf, 1972). Cependant, d'autres espèces aviaires, comme les passereaux, préféreront utiliser un habitat abandonné par le castor et où la succession végétale a déjà repris vers des conditions forestières, puisqu'il y aura présence de certaines espèces (graminées, éricacées et arbustes) qui favoriseront l'abondance des ressources alimentaires pour les passereaux (Aznar et Desrochers, 2008).

1.2.4 L'industrie minière et son impact sur l'environnement

1.2.4.1 Formation de drainage minier acide

La formation de drainage minier acide (DMA) est considérée comme l'un des impacts environnementaux les plus importants parmi ceux qui sont générés par l'industrie minière. Ce phénomène est généralement provoqué par l'oxydation des minéraux sulfurés qui peut se produire en présence d'eau et d'oxygène. Les minéraux sulfurés sont le plus souvent formés dans des conditions anoxiques puisqu'ils sont situés sous terre. Cependant, la réaction d'oxydation peut se produire lorsque les minéraux sont transportés à la surface au cours de l'exploitation minière et qu'ils sont exposés à l'eau et à l'oxygène atmosphérique. L'équation 1 tirée de Aubertin *et al.* (2015) permet

d'illustrer de façon simplifiée le phénomène d'oxydation de la pyrite, un des minéraux sulfurés les plus abondants :



La génération de DMA aura donc pour effet d'acidifier le milieu dans le micro-environnement voisin des minéraux sulfurés. À plus long terme, les eaux de drainage acidifiées qui rejoindront le réseau hydrographique pourront aussi menacer la qualité de l'environnement. Cette acidification peut également favoriser la solubilisation de différents éléments (dont certains métaux potentiellement toxiques) dans le milieu (Bussière *et al.*, 2005). Ces conditions combinées posent donc des risques sérieux à la santé humaine ainsi qu'aux différents organismes faisant usage des milieux touchés.

Il est cependant à noter que les mines sont génétrices de DMA à différentes intensités. En effet, dépendamment des caractéristiques lithologiques et minéralogiques du milieu exploité, certains sites sont plus sujets à la formation de DMA que d'autres. De plus, les industries minières sont maintenant soumises à des standards rigoureux et vont tenter de minimiser l'impact de la formation de DMA tout au long de leurs activités d'exploitation ainsi qu'après la fermeture de leur site.

1.2.4.2 Gestion et restauration d'un site minier

Dans le passé, plusieurs industries minières au Québec ont effectué certains choix qui témoignaient de leur manque de connaissances relativement à leur impact sur l'environnement. Avant que des lois plus strictes sur le sujet soient instaurées à l'échelle provinciale, de nombreux sites miniers ont été abandonnés à leur sort puisque certaines compagnies non-solvables n'avaient pas les moyens d'investir dans la

restauration de leurs sites. À ce jour, un total de 459 sites miniers auraient été abandonnés et parmi ces sites, pas moins de 225 sites font toujours l'objet de travaux ou d'un entretien quelconque (MERN, 2018b). La responsabilité concernant la restauration de ces sites revient cependant à l'État québécois, qui encore aujourd'hui travaille à limiter les dommages causés par certains de ces sites orphelins.

Dans les dernières années cependant, les pratiques des industries minières ont évolué en lien avec les préoccupations de la population pour l'environnement, et au Québec, les mesures d'atténuation font maintenant partie intégrante des travaux qui seront réalisés au cours de l'exploitation. Avant même d'être amorcé, tout projet minier doit donc comprendre un plan de restauration en fonction des caractéristiques du site qui sera exploité (Loi sur les mines, art. 232.1). Ce plan de restauration doit également comprendre les méthodes d'entreposage envisagées pour les résidus miniers solides et liquides. Au Québec, un montant représentant la totalité du budget prévu pour la restauration du site doit être versé au ministère avant même que les activités minières soient amorcées (Loi sur les mines, art. 232.4). Les normes à respecter quant à la qualité des eaux résiduelles suite au traitement sont également établies par le ministère. Tout au long de ses activités et suite à la fermeture du site, la compagnie minière devra également s'assurer du respect de ces normes environnementales.

De façon générale, on considère que le meilleur moyen de limiter la formation de DMA est une saine gestion du site qui sera effectuée tout au long de la vie de la mine. Le plus souvent au cours de l'exploitation, les résidus potentiellement générateurs d'acides seront disposés dans un bassin de traitement, nommé parc à résidus miniers (voir Annexe A). Ils seront envoyés dans un premier bassin, où une grande partie des résidus pourra sédimenter et s'accumuler au fond du plan d'eau. L'eau contenue dans ce dernier sera ensuite redistribuée dans des bassins adjacents, pour finalement aboutir dans un bassin de polissage, où la quantité de résidus miniers devrait être très faible.

Lorsque l'on effectue la restauration d'un site minier, on vise donc surtout le contrôle du parc à résidus miniers, dans lequel devrait se trouver les résidus potentiellement problématiques. Pour ce faire, différentes méthodes peuvent être utilisées, et ces dernières visent généralement le blocage d'un des éléments (eau, oxygène ou sulfures) qui peut contribuer à l'oxydation des sulfures. Au Québec, où le climat est plutôt humide, on visera surtout à limiter le contact entre les résidus miniers et l'oxygène puisque limiter la présence d'eau pourrait s'avérer plus difficile. Parmi les moyens existant pour ce faire, les couvertures multicouches (couvertures composées de différents matériaux empêchant le contact entre l'environnement et les résidus) et les nappes surelevées (saturation des résidus réalisée par l'augmentation du niveau de la nappe phréatique) sont souvent utilisées en province (Aubertin *et al.*, 2015). Une autre méthode utilisée au Québec pour éviter la formation de DMA est d'envoyer directement les résidus, ce qui résultera en la formation d'un étang ou d'un bassin. Puisque l'eau est un substrat dans lequel il y a une faible diffusion de l'oxygène, cela limitera l'oxydation des minéraux sulfurés qui peut provoquer la génération de DMA. Il est cependant à noter que cette dernière méthode présente certains risques, notamment liés avec la stabilité physique et chimique des bassins formés. Par exemple, la digue du parc à résidus miniers de l'ancienne mine Opémiska, située à Chapais, a cédé en 2008, entraînant le déversement d'environ 50 000 m³ de résidus miniers dans l'environnement adjacent (AECOM, 2014). Les sites restaurés de cette façon doivent donc faire l'objet d'un suivi rigoureux à long terme, ce qui fait qu'aujourd'hui, de nouvelles méthodes de restauration sont souvent préférées à celle de la couverture aqueuse (Aubertin *et al.*, 2015).

1.2.4.3 Cas du parc à résidus miniers de East Sullivan

Le site minier de East Sullivan, situé près de Val-d'Or en Abitibi, a été exploité de 1949 à 1966 pour l'extraction du cuivre, du zinc, de l'or, de l'argent et du cadmium (MERN, 2002). Il s'agit d'un bon exemple où les activités minières ont été suivies par la formation de DMA (MERN, 2002), mais où la restauration a permis la création d'un nouvel habitat utilisé par la faune aviaire (Imbeau, 2012).

La restauration de ce site a été entreprise en 1984, sous l'égide du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Les résidus ont d'abord été recouverts par une couche organique afin de bloquer le contact de ces derniers avec l'oxygène, puis des boues de stations d'épurations ont également été disposées pour favoriser la végétalisation du milieu. Quelques années plus tard, le site a été confiné par le moyen d'une digue et le sol a été recouvert par une couche argileuse afin d'assurer son étanchéité. Des étangs ont également été formés afin de pouvoir recevoir les eaux de drainage acide (Laliberté *et al.*, 2014; MERN, 2002).

Aujourd'hui, la plupart des résidus sont situés au fond de ces étangs et ces derniers sont devenus un habitat propice pour l'établissement de plusieurs espèces fauniques. Ainsi, 190 espèces d'oiseaux utiliseraient ces étangs comme halte migratoire, pour leur reproduction ou leur nidification (Imbeau, 2012). Pour 34 espèces, ce site serait d'une grande importance en région, puisqu'on les aurait observées sur le site à une occurrence supérieure à celle attendue relativement aux autres observations effectuées en Abitibi (Imbeau, 2012).

Dans les dernières années, un rapport (Laliberté *et al.*, 2014) a été effectué afin de déterminer si les espèces faisant usage du parc à résidus miniers étaient à risque d'être exposées à certains métaux potentiellement toxiques. Bien qu'une concentration

relativement élevée de manganèse et de sélénium ait été détectée pour un des bassins étudiés, le risque ne serait pas préoccupant pour les espèces qui utilisent le parc à résidus miniers de East Sullivan.

Finalement, le parc à résidus miniers de East Sullivan n'est pas le seul site minier où plusieurs espèces aviaires ont été répertoriées. Par exemple, le site minier de Casa Berardi situé dans la région Nord-du-Québec serait fréquenté par au moins 72 espèces d'oiseaux (Imbeau, 2018). Dans un même ordre d'idée, la détection de certaines espèces d'oiseaux considérés comme des nicheurs occasionnels au Québec, comme le Grèbe jougris et le Cygne trompette, a également été répertoriée dans des sites similaires en région (Gagnon *et al.*, 2012; Atlas des oiseaux nicheurs du Québec, 2013). Enfin, bien que la fréquentation des parcs à résidus miniers par différentes espèces d'oiseaux soit assez bien documentée, il a aussi été noté que d'autres espèces animales, tels que les amphibiens, fréquentent également ces habitats (Imbeau, 2018). Dans le sud du Québec, la restauration du site minier Cambior a permis la formation d'une héronnière qui habrite non seulement un grand nombre d'espèces d'oiseaux, mais aussi d'autres espèces de poissons et de mammifères (Vittet, 2011). Ainsi, l'occurrence de plusieurs espèces fauniques faisant usage des sites créés par les activités minières a bien été établie de façon anecdotique sur certains sites précis, cependant, un effort de recherche s'impose afin de mieux définir l'importance de ces sites miniers pour la faune en général.

1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail

1.3.1 Objectifs de l'étude

L'objectif général de l'étude est de caractériser les parcs à résidus miniers et les étangs de castors, afin de comparer l'utilisation de ces deux types de milieux par la sauvagine. Plus spécifiquement, le premier objectif est d'évaluer l'utilisation par différentes espèces adultes de sauvagine pour les deux types de milieux. Le deuxième objectif est de vérifier si les parcs à résidus miniers sont utilisés seulement par les couples nicheurs, ou s'ils se reproduisent aussi dans ces habitats (donc s'il y a présence de couvées), et ce pour les différentes espèces de sauvagine en comparaison avec les étangs de castors. La comparaison avec des étangs de castors, qui est l'un des habitats les plus productifs pour la sauvagine en milieu boréal, permet de donner un indice de la valeur des parcs à résidus miniers pour la sauvagine. L'utilisation de l'habitat par les différentes espèces de sauvagine est mis en lien avec les caractéristiques des deux types de milieux étudiés. La Figure 1.2 présente une illustration des deux types de milieux comparés dans cette étude.



Figure 1.2 : Photos des deux types d'étangs comparés dans cette étude, étangs de castors (A) et étangs miniers (B).

1.3.2 Hypothèses de travail

Les hypothèses formulées sont basées sur les éléments suivants :

- Puisque les deux types de milieux humides résultent de l'enneigement du territoire, certaines caractéristiques de l'habitat liées à l'accessibilité aux ressources alimentaires et à l'exposition à la prédation, comme la profondeur à proximité des rives, le couvert de végétation et l'indice de développement de la rive devraient être similaires pour les étangs de castors et les parcs à résidus miniers. Le pH, qui est lié avec l'abondance des ressources alimentaires, devrait également être similaire pour les deux types de milieux, puisque le pH des parcs à résidus miniers est contrôlé.
- En raison de leur position dans le réseau hydrographique, il devrait y avoir absence de poissons dans la plupart des parcs à résidus miniers. La compétition exercée par les poissons devrait donc être moins importante dans les parcs à résidus miniers.

Notre hypothèse principale est que les parcs à résidus miniers seront plus utilisés par les différentes espèces que les étangs de castors, et que nous observerons donc une probabilité d'occupation supérieure des couples nicheurs sur les parcs à résidus miniers. De même, nous nous attendons à ce que les parcs à résidus miniers seront plus utilisés par les couvées des différentes espèces que les étangs de castors, et que nous observerons donc une probabilité d'occupation supérieure des couvées sur les parcs à résidus miniers.

CHAPITRE II

WATERFOWL USE OF MINE TAILING PONDS IN COMPARISON WITH BEAVER PONDS IN BOREAL EASTERN CANADA

Ce chapitre a été rédigé en anglais sous forme de manuscrit scientifique afin d'être soumis à la revue *Avian Conservation and Ecology*.

Émilie Desjardins¹, Louis Imbeau¹, Marcel Darveau^{2,3}, Marc Mazerolle², Nicole Fenton¹

1. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de recherche sur les forêts (IRF)

2. Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt

3. Canards Illimités Canada

2.1 Abstract

Wetlands are essential for many animal and plant species. However, many of these ecosystems are being degraded. Wetland degradation affects the habitat of certain group of species such as waterfowl, which use these environments at different stages of their life cycle. In this study, we assessed the quality of man-made wetlands (mine tailing ponds) in comparison to beaver ponds, which are natural wetlands used by waterfowl. We conducted repeated surveys of breeding waterfowl species present on 12 mining ponds and 39 beaver ponds in boreal western Québec, Canada. We also conducted brood surveys and considered environmental variables at the sites that could affect their occupancy. Results show that conditions at the mining ponds appear to be as favourable for the establishment of breeding waterfowl as those observed in beaver ponds. Using site occupancy models, we found that three out of the four species studied, Mallard (*Anas platyrhynchos*), Ring-necked Duck (*Aythya collaris*), American Wigeon (*Mareca americana*), as well as two duck guilds (dabblers and divers), were as likely to occupy and breed in mining ponds as in beaver ponds. Both adults and broods of Common Goldeneye (*Bucephala clangula*) were more likely to use mining ponds than beaver ponds. Our models did not find a direct relationship between goldeneye occupancy and environmental variables at our sites, but, we suggest that the species was more likely to use mining sites because they have a low vegetation cover and are often devoid of competing fish. When restoring mining sites, these characteristics should therefore be favoured in order to promote waterfowl reproduction. Results suggest that mining ponds have the potential to be managed for waterfowl and that these man-made ponds, once restored, represent quality habitat for this species group.

2.2 Résumé

Les milieux humides sont essentiels pour de nombreuses espèces fauniques et végétales. Ces milieux sont cependant rapidement dégradés, affectant ainsi l'habitat de groupes d'espèces telles que la sauvagine, qui utilise ces milieux à différents stades de son cycle de vie. Dans cette étude, nous avons évalué la qualité de milieux humides créés par l'humain (étangs de résidus miniers) en comparaison avec des étangs de castors, des milieux humides naturels utilisés par la sauvagine. Nous avons réalisé des inventaires de sauvagine en période de reproduction sur 12 sites miniers et 38 étangs de castors dans le milieu boréal de l'Ouest du Québec, au Canada. Nous avons également effectué des inventaires de couvées et nous avons considéré différentes variables environnementales sur les sites pouvant affecter l'occupation de ces espèces. Les résultats ont montré que les conditions sur les sites miniers étaient aussi favorables que celles observées sur les étangs de castors. En utilisant des modèles d'occupation de sites, nous avons trouvé que trois des quatre espèces étudiées, le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le Fuligule à collier (*Aythya collaris*), le Canard d'Amérique (*Mareca americana*), ainsi que deux guildes (barboteurs et plongeurs), avaient une probabilité similaire d'utiliser et de se reproduire sur les sites miniers et les étangs de castors. Les adultes et les couvées de Garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) avaient une probabilité plus élevée d'utiliser les étangs miniers. Bien que nos modèles n'aient pas détecté de relation entre l'occupation du garrot et les variables environnementales des sites, nous suggérons que l'espèce utilise les sites miniers puisque ces derniers ont un plus faible couvert végétal et sont souvent dépourvus de poissons compétiteurs. Au moment de la restauration des sites miniers, ces caractéristiques devraient donc être favorisées afin de promouvoir la reproduction de la sauvagine. Nos résultats suggèrent que les sites miniers ont un potentiel intéressant à être aménagés pour la sauvagine et que ces sites générés pas l'humain peuvent, une fois restaurés, représenter un habitat de qualité pour ce groupe d'espèces.

2.3 Introduction

The degradation and destruction of ecosystems taking place on a global scale affects the natural habitat of many animal and plant species (Brooks et al., 2002; Cushman, 2006). Wetlands are no exception, and they continue to be impacted by human activities although these environments perform a significant number of ecological functions, such as water quality improvement, carbon sequestration and flood control (Zedler and Kercher 2005). Wetlands are also essential for a large number of wildlife species, such as amphibians and some birds to complete a part of their life cycle (Batzer et al., 2006; Seburn and Seburn, 2000; Weller, 1999). Despite the ecological importance of wetlands, their area is decreasing due to activities such as agriculture, forest harvesting or installation of hydroelectric infrastructures (Poulin et al. 2004). In North America, up to 56% of the wetland surface area has been lost in settled landscapes since the beginning of the 18th century (Davidson 2014).

In this context, it is important to question the fate of species that depend on wetlands, such as waterfowl. In the boreal region of North America, this group of species uses wetlands, particularly during the breeding season, to nest and raise young. Small ponds, such as beaver ponds, are particularly important for waterfowl reproduction since these habitats are devoid of thermal stratification and have a reduced exposure to wind and waves (Cowardin et al. 1979). Beaver ponds also tend to be rich in nutrients and resources, promoting their use for brood rearing (Nummi 1992, Nummi and Hahtola 2008, Nummi and Holopainen 2014)

In general, factors affecting the abundance of resources or access to these resources will influence habitat selection by waterfowl. For example, shoreline characteristics such as depth (Pöysä 1983) or irregularity (Bélanger and Couture 1988, Hudson 1983) facilitate access to resources and favour the use of a given pond by waterfowl during

the rearing period. Similarly, other factors that directly influence resource abundance also affect waterfowl. Aquatic invertebrates are essential for many waterfowl species that have high energetic requirements during the breeding season (Krapu 1974, Sugden 1973). These invertebrates are also consumed by fish, which are important competitors of waterfowl. In some cases, the presence of fish may negatively influence pond use by non-piscivorous species of waterfowl (Epnors et al. 2010, Nummi et al. 2016, Väänänen et al. 2012). Similarly, low pH can negatively influence certain invertebrate taxa used by waterfowl (Desgranges and Gagnon 1994, McNicol et al. 1995).

The creation of alternative man-made wetlands could compensate, at least partially, for recent wetland losses. For example, certain artificial water bodies such as sewage lagoons and stormwater ponds are rich in food resources and provide potential habitats for waterfowl (Swanson 1977, Piest and Sowls 1985, Duffield 1986, Carlisle et al. 1991). However, knowledge of waterfowl use of other artificially generated wetlands remains largely fragmentary. For instance, in areas where mining is important, tailing ponds could provide habitat for some waterfowl and other wetland-dependent species.

In Canada, management of tailings from mining operations is legislated and requires companies to provide their restoration plan before mining activities begin. The main purpose of restoration is to return the site to its original state and limit the adverse environmental effects associated with the formation of acid mine drainage that occurs from the oxidation of sulfide minerals (Aubertin et al. 2015). Various restoration approaches can be used such as a multilayer cover, an elevated water table, or by covering the tailings with an aqueous layer, thus creating an open water pond (Aubertin et al. 2015). This last method can restore the site by generating a wetland potentially used by several wildlife species (Vittet 2011). Some old mining sites located in the study area (western Québec) are well known by amateur ornithologists and are considered hotspots of interest on platforms such as eBird, because they harbour a

diversity of species, including some that are rare on a regional scale (Imbeau 2012, 2018). A few studies conducted in the United-States have also shown that some mining sites were used by different species of waterfowl (Horstman et al. 1998, McKinstry and Anderson, 1994, McKinstry and Anderson 2002; Uresk and Severson 1988). These studies tried to identify the different parameters affecting wetland utilisation by waterfowl, but they did not compare mining sites to natural wetlands.

The objective of this study was to quantify the value of restored tailings management that use a water-based layer to create an artificial wetland for waterfowl. To do so, we compared ponds created to flood mine tailings (hereafter, mining ponds) to beaver ponds, which are recognized as a high quality habitat for waterfowl. We quantified the use of these two habitats in relation to different wetland characteristics. We hypothesized that the two habitat types are similar, except for the presence of competing fish that is less important in mining ponds because these sites are less connected to the hydrologic system than beaver ponds. Therefore, we expected that the probability of occupancy of mining ponds by different species of waterfowl is greater than the one observed on beaver ponds.

2.4 Methods

2.4.1 Pond selection and Waterfowl data

We identified the mining ponds in our study area using satellite imagery (from Google Earth) and data from the Québec Department of Energy and Natural Resources (MERN 2020). We initially identified 26 mining sites, but after field validation retained only 12 ponds met our selection criteria (between 0.3 - 20 ha, accessible and water area that originated from the tailing facilities). To compare these mining ponds with natural

wetlands, we also identified and visited about 80 beaver ponds. The first beaver ponds visited were located at a maximum of 15 km from selected mining ponds. In order to minimize the differences in surface area between the two types of ponds, we selected beaver ponds that were at least 0.30 ha. However, since there were not enough beaver ponds that met these criteria within 15 km from mining sites, we expanded our radius to identify additional beaver ponds, for a total of 38 beaver ponds ultimately retained (Figure 2.1). All sampled ponds were at least one kilometre apart in order to limit their use by the same individuals.

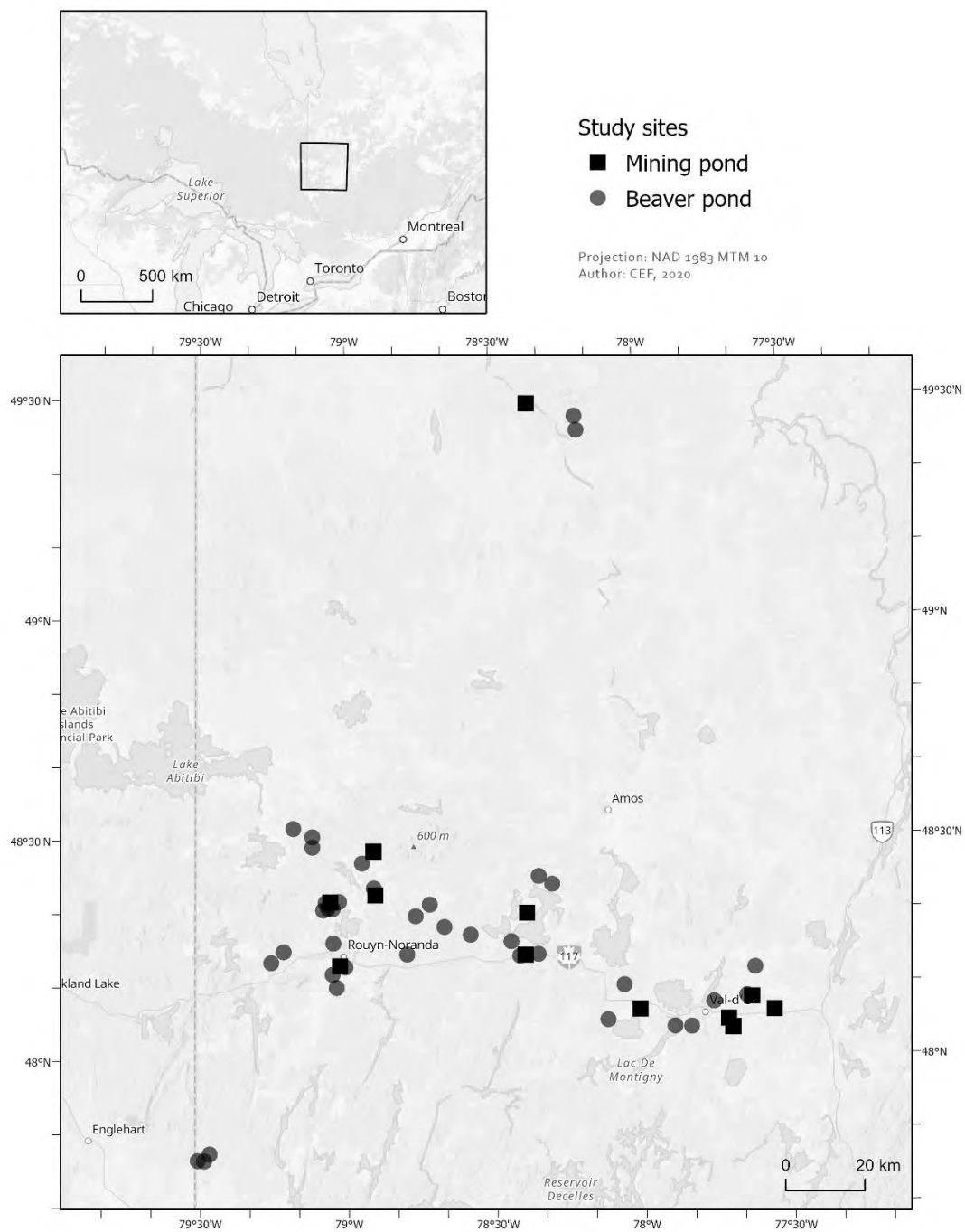


Figure 2.1 : Location of the 12 mining ponds and 38 beaver ponds in western Quebec, Canada, sampled for waterfowl in 2018 and 2019.

We sampled waterfowl at each pond by combining fixed point and perimeter searches. Two independent observers simultaneously visited the ponds on five occasions, between June 22 and August 11 in 2018 (2 visits) and between May 16 and July 25 in 2019 (3 visits). During a given visit, two observers were each positioned at opposite ends of the pond, and approached the pond making as little noise as possible. To allow the return of waterfowl individuals that had been flushed, we waited 5 minutes before starting a 20-minute observation point noting all waterfowl species detected from our standing points (adults and broods). After the 20-minute observation period, each observer independently conducted a visual survey by walking along the pond perimeter (Rumble and Flake 1982).

Whenever possible, waterfowl surveys were conducted in the morning after sunrise (5:00-10:00 hours) or in the evening in the hours before sunset (15:00-20:00 hours), since these are the hours when waterfowl are most active for feeding (Bennett 1967, Rumble and Flake 1982). For logistical reasons, a number of visits had to be made at less optimal times, up to 12:00 for morning surveys (5% of visits) and from 12:00 onward (20% of visits) for afternoon surveys. As much as possible, we rotated the sequence of visits to ponds during the different periods.

2.4.2 Pond characteristics and environmental covariates

During site visits, we recorded pond characteristics that may explain the use of the sites by waterfowl. These variables can be separated into two main groups: 1) Characteristics related to habitat structure that influence access to resources and predator avoidance, and 2) Characteristics related to the abundance of food resources (Holopainen et al. 2015; Nummi and Hahtola 2008).

In terms of habitat structure characteristics, pond area and shoreline development (Wetzel 2001) were calculated from satellite images and GPS tracks that were created as we conducted waterfowl searches along the pond perimeter. Shoreline development is an indicator of shoreline irregularity in comparison with a water surface of the same area that would be perfectly circular. The average depth at 0.5 metres from the shoreline and the average pH of each pond were calculated from 10 randomly selected points and sampled at each visit. Depth close to the shoreline was used since we were not able to access the center of ponds. On the other hand, this measurement allowed us to have an indicator of how steep the shoreline was. NDVI (Normalized difference vegetation index) was used to provide an indicator of the vegetation in the ponds. Sentinel satellite imagery at 10 m resolution was used to obtain a vegetation index for each pixel in each pond and from these indices, a mean NDVI value was then calculated for each pond. Sentinel images used were taken from July and August 2018, when vegetation was fully developed.

For characteristics related to food resources, we determined the presence of fish by inventorying each pond during a single visit between July 26 and August 19, 2019. Only one visit was necessary since we considered that site condition (with or without fish) would not change between the two sampling seasons. To sample fish, we used 4 SilverCreek galvanized minnow traps (6.25 mm mesh size and openings enlarged up to 2.5 cm) that were randomly positioned close to the shore of each pond (Mallory et al. 1994). Traps were removed after 24 hours and fish were identified directly at the site when possible. Specimens were returned to the laboratory for identification when necessary, but only presence/absence and number of fish captured was used for analysis.

Inventories were not conducted under heavy rain conditions. For each visit, we measured different parameters that could influence our ability to detect waterfowl species. Air temperature, wind intensity (on the Beaufort scale), Julian day, inventory

period (morning or evening) and time spent sampling the pond were considered in our analyses. Although most of the inventories were carried out during optimal time periods, we compared species detection between the morning and evening to test whether detection probability varies between these two periods.

2.4.3 Statistical analysis

Site characteristics, with the exception of fish-related variables, were compared between beaver ponds and mining ponds using t-tests. We used Fisher's exact test to test the association between fish presence and pond type. For the number of fish captured, a robust regression using the M-estimator (Tukey's biweight) was used to assess differences between pond types since there were extreme values observed at a few sites (Venables and Ripley 2002). The number of fish captured underwent a square root transformation to meet the assumption of homoscedasticity.

We used site occupancy models (MacKenzie et al. 2002) to test whether occupancy of adults and broods of different duck species are higher on mining ponds than beaver ponds. These models allowed us to estimate the probabilities of site occupancy (ψ) and detection (p) for four species, Mallard (*Anas platyrhynchos*), Ring-necked Duck (*Aythya collaris*), Common Goldeneye (*Bucephala clangula*), American Wigeon (*Mareca americana*) and two guilds (dabblers and divers) of waterfowl. These four species were the most frequently observed on our sites with sufficient number of detections to use occupancy models. However, we excluded the first visit in 2019 for brood analysis because it was conducted before most broods could be detected. Observations from both sampling years were combined for analysis and we included a year effect on both detection and occupancy probabilities. Year effect was included in all occupancy models.

We tested two groups of models. The first group assessed the effect of pond type (beaver pond or mining pond) on occupancy, and the second group quantified the effect of pond characteristics on occupancy (Table 2.1). This distinction was made since the characteristics used to explain waterfowl occupancy were strongly associated with the different pond types. It was therefore necessary to test the effect of pond characteristics and the effect of pond type separately to allow us to verify whether waterfowl simply used one type of site rather than another. For the first group of models testing pond type, we compared a model including the pond type (beaver pond or mining pond) to a null model considering only the year effect. For the second group of models testing pond characteristics, 6 candidate models were constructed based on the various factors that are known to influence waterfowl habitat use, namely: 1) habitat structure characteristics that affect access to resources and predator avoidance, and 2) abundance of food resources (Table 2.1). In all cases, we checked that explanatory variables in a given model were not correlated ($|r| < 0.60$). For both groups of models, we tested the effect of different detection parameters.

Table 2.1: List of candidate models for testing habitat use by waterfowl. The first group of models (a) was used to test whether one pond type (beaver pond or mining pond) was used more than another by four species and two guilds of waterfowl. The second group (b) was used to explain the effect of pond characteristics on the probability of occupancy of these species and guilds. For both groups of models, we tested the effect of the six different scenarios on detection probability (c).

(a) First group of models: Occupancy (Pond type)			(c) Detection	
Null model	$\psi(\text{Null})$	Year	Null	$p(\text{Null})$
Type	$\psi(\text{Type})$	Year+ Type	Weather conditions (Temp + Wind)	$p(\text{Weather})$
<hr/>			Time around pond	$p(\text{Time})$
(b) Second group of models : Occupancy (Pond characteristics)			Julian day	$p(\text{Day})$
Null model	$\psi(\text{Null})$	Year	Period (morning or evening)	$p(\text{Hour})$
Resources (additive)	$\psi(\text{R})$	Year + pH + Fish	Year	$p(\text{Year})$
Habitat	$\psi(\text{H})$	Year + SD+ Area + Depth + NDVI		
Habitat + Resources (additive)	$\psi(\text{HR})$	Year + SD+ Area + Depth + NDVI + pH + Fish		
Resources (interaction)	$\psi(\text{Ri})$	Year + pH + Fish + pH : Fish		
Habitat + Resources (interaction)	$\psi(\text{HRi})$	Year + SD+ Area+ Depth+ NDVI + pH + Fish + pH : Fish		

Notes: Fish, presence/absence of fish ; SD, shoreline development ; Temp, temperature ; NDVI, Normalized difference vegetation index.

The analyses were conducted in R 3.6.2 using the unmarked package (R Core Team 2020, Fiske and Chandler, 2011). We estimated goodness of fit of the global model with the MacKenzie and Bailey test (MacKenzie and Bailey 2004). After correcting for overdispersion (\hat{c} values presented in the Appendices A1.1, A1.2, A1.3 and A1.4), we compared our models using the Akaike information criterion corrected for small samples (QAIC_c) (Burnham and Anderson 2002). We performed model selection and multimodel inferences using the AICcmodavg package (Mazerolle 2020). For these inferences, we used all of our models to estimate the effect of our different variables using the shrinkage estimator (Burnham and Anderson 2002). For some of the species and guilds in the study, overdispersion was too high (> 4) and we could not pursue the analyses further for these species.

2.5 Results

2.5.1 Comparisons of habitat parameters between site types

Mining ponds differed from beaver ponds for most of the variables characterising the sites, mean values of these variables are presented in Table 2.2 and Figure 2.2. Mining ponds were on average 4.8 times larger, 18% less acidic and had a littoral zone 33% shallower than beaver ponds. The shoreline of the mining ponds was also more regular (11% less shoreline development) and these ponds were less vegetated (45% lower NDVI value) compared to beaver ponds. Fish were absent on 6/12 mining ponds and on 8/38 beaver ponds, but this difference was only marginally significant (Fisher's exact test, $p = 0.07$). However, the number of fish captured was twice as high in beaver ponds compared to mining ponds. Despite high variance of the number of fish captured, the difference between the two pond types was significant (Table 2.2). The most common fish species observed in our ponds were cyprinids from the *Chrosomus* genus (*Chrosomus* sp., 79% of our observations) and the Pearl Dace (*Margariscus margarita*, 11% of our observations).

Table 2.2: Mean values and their standard error (SE) for various habitat parameters that were measured on 38 beaver ponds and 12 mining ponds in western Québec, Canada. Comparisons were conducted with two sample t-tests for all variables, except for the number of fish captured which were analysed with robust regression due to the presence of outliers.

Habitat parameters	Beaver ponds		Mining ponds	
	Mean	SE	Mean	SE
pH***	6.36	0.10	7.48	0.13
Area (Hectares)***	1.51	0.18	7.24	1.90
Shoreline development*	1.52	0.04	1.35	0.03
Depth (cm)***	17.94	0.60	11.96	1.03
Fish (Abundance)**	115.84	24.95	52.33	45.34
NDVI***	0.60	0.01	0.33	0.04

Notes: Levels of significance, *0.05, **0.01, ***<0.001 ; Abundance, number of fish ; NDVI, Normalized difference vegetation index

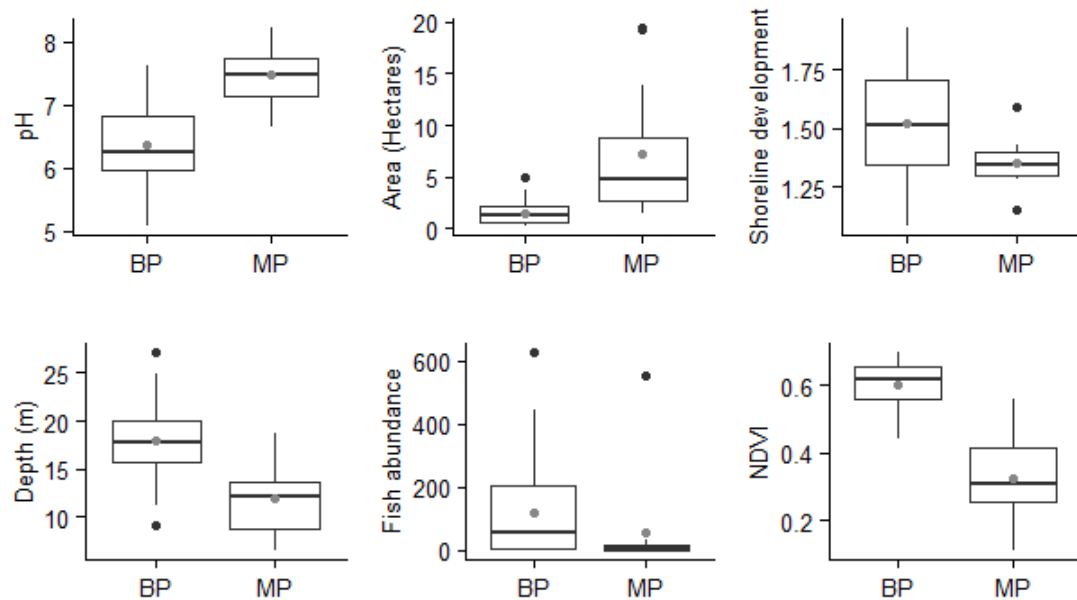


Figure 2.2: Distribution of different habitat parameters for 38 beaver ponds (BP) and 12 mining ponds (MP) in western Québec, Canada. NDVI is the normalized difference vegetation index and Fish abundance is the number of fish captured. The mean values of the parameters are represented by a grey dot on the boxplots.

2.4.2 Occupancy patterns

A total of 15 waterbird species were observed on both type of ponds. The most common species observed on our ponds were Mallard, Ring-necked Duck, American Wigeon, Common Goldeneye, Hooded Merganser (*Lophodytes cucullatus*) and Green-winged Teal (*Anas crecca*). Occurrence of the different species on each pond types in 2018 and 2019 is presented in the Appendix A2.5. The first group of models compared mining ponds and beaver ponds, and results show that goldeneyes (adults and broods) used mining ponds more than beaver ponds (Figure 2.3). Predicted occupancy of adult

goldeneyes averaged 0.62 on mining sites compared to 0.07 on beaver ponds, whereas occupancy for broods averaged 0.42 compared to 0.03 on beaver ponds (Figure 2.3). Despite differences in pond characteristics, breeding adults and broods of other species appeared to use both pond types similarly (Figure 2.3). Detection probability did not vary with any of the variables tested for adults and broods (Appendices A2.6 and A2.7).

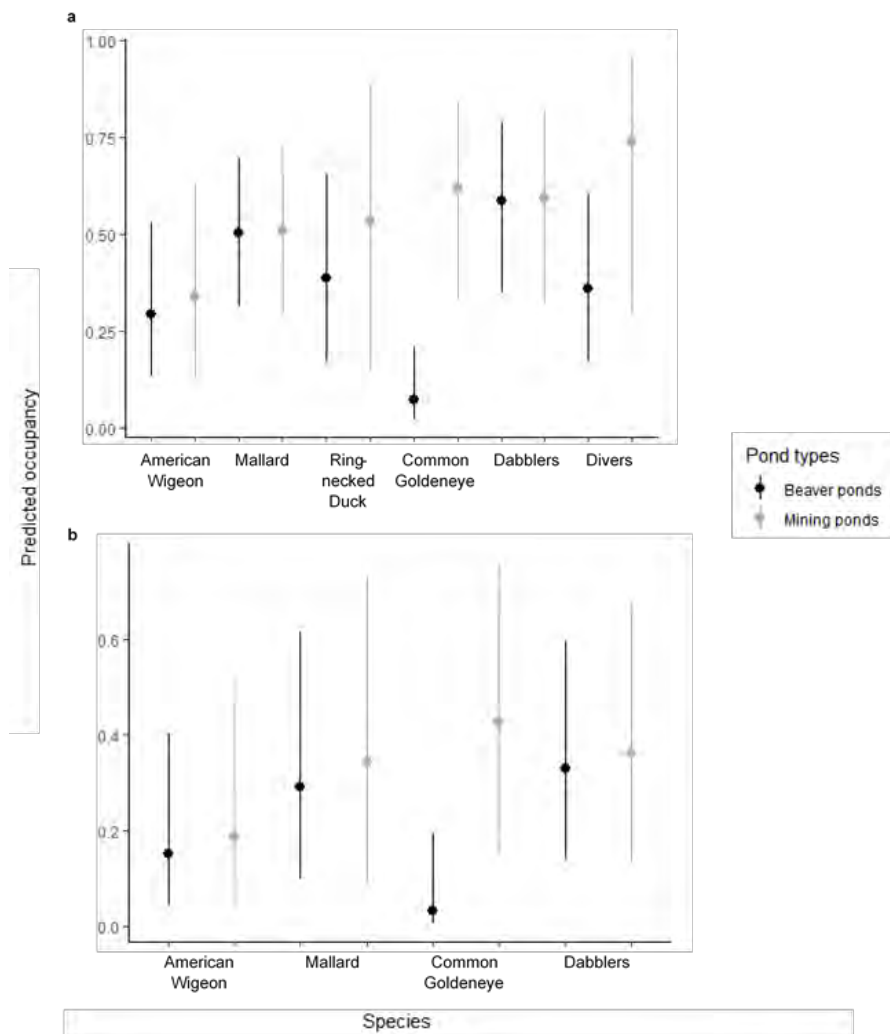


Figure 2.3: Model-averaged predicted occupancy for breeding adults (a) and broods (b) of different waterfowl species and guilds. Data were collected from surveys of 38 beaver ponds (in black) and 12 mining ponds (in grey) in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Error bars denote 95% confidence intervals around estimates.

The second group of models focused on habitat parameters. We found no evidence of an effect of these parameters on occupancy of adult waterfowl (pH, area, shoreline development, depth, presence of fish, NDVI). This was observed for all four species (Mallard, Ring-necked Duck, Common Goldeneye, American Wigeon) and the two guilds (dabblers, divers) analysed (Appendix A2.6). With respect to broods, only

goldeneye occupancy increased with pond water pH (Figure 2.4 and Appendix A2.7). Brood occupancy of the other species and the two guilds did not vary with any of the variables we considered (Appendix A2.7). Detection probability of adults and broods did not vary with any variables in the models (Appendices A2.6 and A2.7). Average detection probability varied among different waterfowl species, although 95% confidence intervals overlapped substantially (Appendix A2.8).

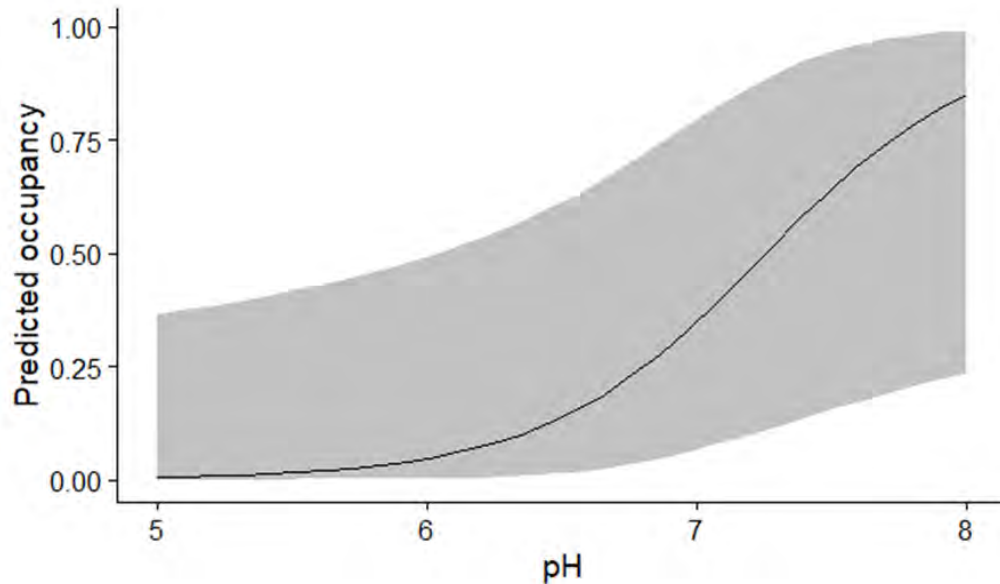


Figure 2.4: Model-averaged predicted occupancy for broods of goldeneyes based on water pH of 38 beaver ponds and 12 mining ponds sampled for waterfowl in western Québec, Canada in 2018 and 2019.

2.6 Discussion

2.6.1 Comparison of habitat parameters between site types and Waterfowl occupancy patterns

We hypothesised that the different characteristics explaining waterfowl occupancy are similar between beaver ponds and mining ponds, with the exception of fish that are less common in mining ponds due to their low connectivity with the water system. We expected that waterfowl occupancy (adults and broods) in mining ponds would be higher than in beaver ponds because the species studied all depend on invertebrates during the breeding season and also due to higher competition from fish in beaver ponds. Instead, we observed that the occupancy of mining and beaver ponds was similar for most of the species and guilds studied, including broods. One species, Common Goldeneye (adults and broods), made greater use of mining ponds compared to beaver ponds. This result suggests that a combination of mining ponds characteristics make these sites more favourable to this species than beaver ponds. Although not originally intended for this purpose, mining ponds appear to be good breeding habitat for the species studied since their use is similar with that of beaver ponds, which are recognized as a high quality habitat for the reproduction of waterfowl in the boreal environment. Comparable presence of broods on both types of sites also indicates that restored mining sites can support waterfowl reproduction.

It should be noted, however, that we did not consider certain factors in our study, such as the potential presence of heavy metals in mining ponds or in ducks. Nevertheless, mining industries are generally subject to very strict standards regarding the environmental monitoring of their sites. A report on a mining site in our study also showed that heavy metal levels at the site did not pose a risk to benthivorous and piscivorous birds (Laliberté et al. 2014). However, this is an isolated measure, and we

have no data on heavy metals for other sites we studied. A formal investigation of the intake of heavy metals by ducks of different life stages at mining ponds relative to natural ponds would help quantify the risk of using these different wetland types.

Contrary to what was initially hypothesised, several habitat characteristics differed between mining and beaver ponds. Although the two pond types differ in terms of their characteristics, they are apparently within ranges that are favourable for waterfowl establishment. Fish captures were higher at beaver ponds, which supports our assumption that mining ponds are probably less connected to the water system. Several studies have shown that the presence of fish had a negative effect on habitat use by waterfowl due to competition for resources between the two groups (Eadie and Keast 1982, Elmberg et al. 2010, Väänänen et al. 2012, Nummi et al. 2016). However, we found no effect of the presence of fish on the probability of occupancy of the waterfowl species studied. For some of the four waterfowl species included in the analyses, we believe this lack of relationship could be explained by their feeding pattern and behaviour in relation with fish. McNicol and Wayland (1992) showed that large fish species such as perch or white sucker have a significant effect on pelagic and benthic invertebrates, whereas small fish species such as cyprinids, stickleback or darters have a significant effect mainly on pelagic invertebrates. The same authors explained the limited influence of these small fish species on benthic organisms by the morphological differences existing between the two fish groups, such as mouth size. Because benthic species are less affected by small fish species, some waterfowl species that feed mainly on benthos (such as the Ring-necked Duck) tend to be less affected by fish than those that feed on pelagic invertebrates in the water column (such as the Common Goldeneye) (McAuley and Longcore 1988, McNicol and Wayland 1992, Väänänen et al. 2012). Other species, such as the Mallard that feeds closer to vegetation, or the American Wigeon that feeds on small emerging insects are also less affected by fish than others, such as the Green-winged Teal, that feeds more in open water on prey that are more

visible to fish (Pöysä 1983, Väänänen et al. 2012, Nummi et al. 2013). In the case of the American Wigeon, Mallard and Ring-necked Duck, we suggest that the lack of effect of fish on their probability of occupancy can partly be explained by a weak effect of fish on their preferred resources. For goldeneye, its feeding pattern (pelagic invertebrates) did not induce an avoidance of ponds where fish was present, contrary to what we expected. This might be explained by the goldeneye's ability to dive to feed on benthos (McNicol and Wayland 1992, Nummi et al. 2012). Since the majority of fish species observed in our ponds are cyprinids, affecting more importantly the abundance of pelagic invertebrates, this alternative feeding method would allow the goldeneyes to alleviate the competition. An alternative explanation would be that most studies on the interactions between goldeneye and fish have been done on boreal lakes that are rather oligotrophic. Indeed, Nummi and Hahtola (2008) showed that the abundance of invertebrates was much higher in beaver ponds than in other boreal lakes and ponds. The higher abundance of competing fish in beaver ponds would be potentially offset by a higher invertebrate abundance, explaining the lack of direct effect of fish on goldeneye occupancy.

Mining ponds were also less acidic than beaver ponds in general, probably due to the current or past control of water pH in mining ponds by various means, such as liming. Of the species studied, only goldeneye broods were affected by pH, with a higher probability of occupancy at less acidic sites. In some cases, there is evidence of an indirect effect of pH in combination with the presence of fish. Below a certain pH, the number of invertebrate taxa decreases significantly, and competition from fish in these impoverished environments makes conditions less favourable for habitat use by waterfowl (McNicol and Wayland 1992, McNicol et al. 1995). In our case, pH values both at the beaver ponds and mining ponds always remained within ranges favourable for waterfowl settlement (>5). Because pH was above the threshold that could affect the diversity and abundance of invertebrate taxa (McNicol et al. 1995), we assume that

invertebrate taxa in our study ponds were not importantly affected by pH. Some studies have even shown that the goldeneye, in a relatively poor environment, selects more acidic ponds in a pH range where several invertebrate taxa remain and where the more sensitive fish are absent (Pöysä et al. 1994). Thus, the relationship between pH and goldeneye broods may be indirect result of the association between this species and mining ponds, which are less acidic.

The average depth near the shoreline in mining ponds was lower than in mining ponds. Although shallow ponds were generally associated with increased accessibility to resources for dabblers, the depths observed near the shores of beaver ponds remained in ranges that should not limit access to these resources. Indeed, a study by Pöysä (1983) showed that some species of dabblers could reach resources up to a maximum depth of about 26-42 cm. However, at 50 cm from the shore, beaver ponds had an average depth of only 17.9 cm (with an observed maximum of 27.1 cm). Although this value only represents the depth near the shoreline, it shows that depth did not increase quickly. This observation is consistent with studies conducted in Europe, confirming that beaver ponds are shallow and facilitate waterfowl establishment (Nummi and Hahtola 2008). In beaver and mining ponds, the different species and broods were therefore able to feed at a sufficiently great distance from the shoreline, allowing them to avoid land-based predators.

With respect to other elements of habitat structure, beaver ponds generally had more vegetation cover than mining ponds. Beaver ponds were also smaller and had a higher shoreline development index (irregularity) than mining ponds. Beaver ponds are often small in total area, although we attempted to select large ponds for comparison with mining ponds in our study. Small water bodies are generally used more by non-piscivorous waterfowl than large ones (Nummi and Pöysä 1995a). A more recent study by Lemelin et al. (2010) also confirmed this relationship by demonstrating the

importance of ponds (water bodies less than 8 ha) to several waterfowl species. Due to their characteristics, these small water area would be favourable for the establishment of several species. For example, because of their shallowness, they are often devoid of thermal stratification (Cowardin et al. 1979) and their primary productivity is enhanced by their shallowness and facilitated light penetration (Klotz 1998). Creation of small ponds by beavers can also promote the retention of nutrients in the environment as well as the presence of macrophytes (Naiman et al. 1986). Lemelin et al. (2010) demonstrated that the majority of species rarely use water far from shore (i.e., over 100 m), which could indicate that the number of pairs depends more on the length of available shoreline rather than the surface area of the water body. As a result, small ponds would be used by several species and those with a good proportion of open water would be of great importance to waterfowl. In our study, we did not observe any effect of area on waterfowl occupancy. This lack of relationship could be due to ponds in the study being relatively small, with only three ponds larger than 10 hectares and none larger than 20 hectares. Regarding vegetation cover, several waterfowl species are also associated with semi-open or open environments (Rempel et al. 1997, Lemelin et al. 2010). The common goldeneye, among others, prefers open environments for feeding since it dives to avoid predation and consumes pelagic invertebrates in the water column (Pöysä 1983, Nummi and Pöysä 1993, 1995b, Nummi et al. 2013). Nonetheless, young ducklings of goldeneye and other species are unable to dive and are often associated with a greater cover of vegetation, allowing them to feed and avoid predators (Sugden 1973). However, our study did not show any effect of vegetation on the presence of broods. This could be explained because we did not consider duckling age, a factor that can influence feeding behaviour (Nummi and Pöysä 1993, 1995b).

Our models did not identify which site variables influence Common Goldeneye use of mining ponds. However, several studies focusing on habitat utilisation by the species report effects of factors related to the characteristics of mining ponds. For example,

goldeneye generally use more open habitat, with clear water, simple shoreline configuration, and that are surrounded by available tree cavities used for nesting (Eadie et al. 2020). Most of these characteristics seem to be representative of the conditions observed on our mining ponds. However, some of these variables were not considered in our study. The availability of tree cavities was not included in our study because we did not have access to this information and we were interested in the factors at the pond scale rather than at the landscape scale. Future studies could confirm if water clarity and surrounding vegetation are related to use of mining ponds by goldeneye.

In our study, we included abandoned and active beaver ponds, as well as active and restored mining sites. However, pond age was not among the variables tested in our analyses since it was not possible to obtain an accurate measure of pond age for each pond studied. Conditions in beaver ponds, such as water level and vegetation cover fluctuate over time and depend on beaver activity (Renouf 1972, Naiman et al. 1986). Similarly, visits made on mining sites showed that conditions appeared to differ between sites still in operation and those restored for some time. In a management and restoration perspective, it would be important to describe the succession of ponds after their creation and quantify the resulting variations in the occupancy patterns of the various waterfowl species.

2.6.2 Waterfowl detectability and timing of surveys

Detection probability of the different species of waterfowl did not vary with the period during the day (morning or evening), nor with any other variables considered including wind and temperature. Sampling conditions were not perfectly homogenous, for example, standard deviation of temperature during visits was relatively large (6.44). The lack of effect of the different detection variables suggests that detection of this

group of species is less sensitive to various sampling conditions than other groups, such as passerines (Drapeau et al. 1999). Therefore, our results seem to indicate that there may be some flexibility in the conditions for conducting surveys in future waterfowl studies.

2.7 Conclusion

The main objective of the restoration of mining sites is to return the site to its original state, but restoration activities may result in the creation of new wetlands that benefit certain group of species, such as waterfowl. However, the restoration method using a water-based layer has been used less in recent years, since it is associated with an inherent risk to the physical and chemical stability of the water basins formed (Aubertin et al. 2015). Nonetheless, for sites that are still being restored with this method, it seems that these new habitats have an interesting potential and could be developed for specific wetland-dependent fauna and flora. Further studies interested in long-term development of mining ponds in relation to waterfowl should be done in order to confirm those conclusions. Given the potential of these sites highlighted in our study, it would be interesting to consider restoring newly closed sites using flooding and by assuring a good follow up of these sites. These restored sites could then compensate, at least in part, for the loss of natural wetlands resulting from human activities.

2.8 Appendices

Appendix A2.1: Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining the use of two pond types by adults of four species and two guilds of waterfowl in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Only models with an $\Delta\text{AIC}_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL), and number of estimated parameters (K).

Models	LL	K	QAIC _c	ΔQAIC_c	ω_i
Mallard ($\hat{C}=1.43$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Year})$	-159.97	5	330.57	0.00	0.24
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-161.15	4	330.73	0.16	0.22
$\psi(\text{Null})p(\text{Hour})$	-160.77	5	332.18	1.61	0.11
Ring-necked duck ($\hat{C}=2.67$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Time})$	-93.30	5	197.24	0.00	0.46
$\psi(\text{Type})p(\text{Time})$	-92.37	6	197.65	0.40	0.37
Common goldeneye ($\hat{C}=1.25$)					
$\psi(\text{Type})p(\text{Weather})$	-74.26	7	163.75	0.00	0.44
$\psi(\text{Type})p(\text{Day})$	-76.17	6	165.25	1.50	0.21
American wigeon ($\hat{C}=1.88$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Day})$	-80.82	5	172.28	0.00	0.34
$\psi(\text{Type})p(\text{Day})$	-80.43	6	173.76	1.48	0.16
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-82.91	4	174.23	1.95	0.13
Dabblers ($\hat{C}=2.44$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Year})$	-117.99	5	246.61	0.00	0.30
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-119.70	4	247.82	1.21	0.17
$\psi(\text{Null})p(\text{Hour})$	-118.93	5	248.49	1.88	0.12

Continuation of Appendix A2.1:

Models	LL	K	QAIC _c	ΔQAIC _c	ω _i
Divers ($\hat{C}=2.21$)					
ψ(Type)p(Null)	-112.44	5	235.51	0.00	0.25
ψ(Type)p(Year)	-111.50	6	235.90	0.39	0.21
ψ(Type)p(Time)	-111.75	6	236.40	0.89	0.16

Notes: Resources, resource abundance model ; Ressources i, resource abundance model including an interaction between presence of fish and pH; Time, model considering the time spent around a pond, Weather, model considering the effect of temperature and wind

Appendix A2.2: Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining the use of two pond types by three species and one guild of waterfowl broods in small ponds in western Québec, Canada. Only models with an $\Delta\text{AIC}_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL) and number of estimated parameters (K).

Models	LL	K	QAIC _c	ΔQAIC_c	ω_i
Mallard ($\hat{C}=3.43$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-29.74	4	67.89	0.00	0.22
$\psi(\text{Null})p(\text{Time})$	-28.93	5	68.50	0.61	0.38
$\psi(\text{Null})p(\text{Year})$	-29.28	5	69.21	1.32	0.50
$\psi(\text{Type})p(\text{Null})$	-29.50	5	69.64	1.75	0.59
$\psi(\text{Null})p(\text{Day})$	-29.62	5	69.87	1.98	0.67
Common Goldeneye ($\hat{C}=1.63$)					
$\psi(\text{Type})p(\text{Hour})$	-31.05	6	75.01	0.00	0.43
$\psi(\text{Type})p(\text{Weather})$	-30.17	7	75.56	0.55	0.33
American Wigeon ($\hat{C}=1.11$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-41.24	4	90.89	0.00	0.24
$\psi(\text{Null})p(\text{Weather})$	-39.66	6	92.22	1.33	0.12
$\psi(\text{Type})p(\text{Null})$	-40.88	5	92.40	1.51	0.11
Dabblers ($\hat{C}=2.67$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Time})$	-46.12	5	102.89	0.00	0.23
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-47.39	4	103.21	0.32	0.19
$\psi(\text{Null})p(\text{Year})$	-46.64	5	103.92	1.03	0.14
$\psi(\text{Type})p(\text{Time})$	-45.95	6	104.80	1.91	0.09

Notes: Resources, resource abundance model ; Ressources i, resource abundance model including an interaction between presence/absence of fish and pH; Time, model considering the time spent around a pond, Weather, model considering the effect of temperature and wind

Appendix A2.3: Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining habitat use according to pond characteristics by adults of four species and two guilds of waterfowl in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Only models with an $\Delta\text{QAIC}_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL) and number of estimated parameters (K).

Models	LL	K	QAIC _c	ΔQAIC_c	ω_i
Mallard ($\hat{C}=1.42$)					
$\psi(\text{Habitat})p(\text{Null})$	-154.72	8	327.02	0.00	0.13
$\psi(\text{Habitat} + \text{Resources } i)p(\text{Year})$	-149.85	12	327.30	0.27	0.11
$\psi(\text{Habitat} + \text{Resources } i)p(\text{Null})$	-151.29	11	327.57	0.55	0.10
$\psi(\text{Habitat})p(\text{Day})$	-154.10	9	328.19	1.17	0.07
$\psi(\text{Habitat} + \text{Resources})p(\text{Year})$	-151.66	11	328.31	1.29	0.07
$\psi(\text{Habitat} + \text{Resources})p(\text{Null})$	-152.99	10	328.46	1.43	0.06
$\psi(\text{Habitat})p(\text{Time})$	-154.31	9	328.63	1.60	0.06
$\psi(\text{Habitat}+\text{Resources})p(\text{Time})$	-151.85	11	328.69	1.67	0.05
Ring-necked duck ($\hat{C}=2.62$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Time})$	-95.08	5	200.80	0.00	0.28
$\psi(\text{Resources})p(\text{Time})$	-93.08	7	201.38	0.58	0.21
$\psi(\text{Resources } i)p(\text{Time})$	-91.99	8	201.56	0.76	0.19
Common goldeneye ($\hat{C}=1.26$)					
$\psi(\text{Habitat})p(\text{Weather})$	-69.86	10	162.19	0.00	0.20
$\psi(\text{Habitat})p(\text{Day})$	-71.76	9	163.52	1.33	0.11
$\psi(\text{Habitat})p(\text{Null})$	-73.16	8	163.90	1.70	0.09
$\psi(\text{Habitat} + \text{Resources})$	-68.21	12	164.01	1.82	0.08
American wigeon ($\hat{C}=1.87$)					
$\psi(\text{Resources})p(\text{Day})$	-78.19	7	171.59	0.00	0.26
$\psi(\text{Null})p(\text{Day})$	-81.25	5	173.14	1.55	0.12
$\psi(\text{Resources } i)p(\text{Day})$	-77.96	8	173.50	1.90	0.10
$\psi(\text{Resources})p(\text{Null})$	-80.33	6	173.56	1.96	0.10

Continuation of Appendix 2.3:

Models	LL	K	QAIC _c	ΔQAIC _c	ω _i
Dabblers ($\hat{C}=2.43$)					
ψ(Null)p(Year)	-118.47	5	247.58	0.00	0.19
ψ(Null)p(Null)	-120.19	4	248.81	1.22	0.10
ψ(Null)p(Hour)	-119.42	5	249.47	1.89	0.07
ψ(Habitat + Resources)p(Year)	-112.28	11	249.57	1.98	0.07
Divers ($\hat{C}=2.14$)					
ψ(Habitat)p(Null)	-110.51	8	238.60	0.00	0.27
ψ(Habitat)p(Year)	-109.92	9	239.83	1.23	0.15
ψ(Habitat)p(Time)	-110.25	9	240.50	1.89	0.11

Notes : Resources, resource abundance model ; Ressources i, resource abundance model including an interaction between presence of fish and pH; Time, model considering the time spent around a pond, Weather, model considering the effect of temperature and wind.

Appendix A2.4: Model selection based on the Akaike Information Criteria corrected for small samples and overdispersion (QAIC_c) explaining habitat use according to pond characteristics by two species and one guild of waterfowl broods in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Only models with an $\Delta\text{QAIC}_c < 2$ are presented with their respective Akaike weights (ω_i), log-likelihood (LL) and number of estimated parameters (K).

Models	LL	K	QAIC _c	ΔQAIC_c	ω_i
Mallard ($\hat{C}=3.28$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-54.95	4	118.32	0.00	0.13
$\psi(\text{Habitat} + \text{Resources } i)p(\text{Null})$	-46.94	11	118.87	0.55	0.10
$\psi(\text{Resources})p(\text{Null})$	-53.14	6	119.18	0.86	0.09
$\psi(\text{Null})p(\text{Time})$	-54.69	5	120.02	1.70	0.06
$\psi(\text{Null})p(\text{Year})$	-54.75	5	120.14	1.81	0.05
Common Goldeneye ($\hat{C}=1.6$)					
$\psi(\text{Resources})p(\text{Hour})$	-28.66	7	72.54	0.00	0.27
$\psi(\text{Resources})p(\text{Weather})$	-27.69	8	72.96	0.42	0.22
$\psi(\text{Resources } i)p(\text{Hour})$	-28.24	8	74.06	1.51	0.13
Dabblers ($\hat{C}=2.68$)					
$\psi(\text{Null})p(\text{Time})$	-45.95	5	102.54	0.00	0.23
$\psi(\text{Null})p(\text{Null})$	-47.22	4	102.85	0.31	0.20
$\psi(\text{Null})p(\text{Year})$	-46.47	5	103.57	1.03	0.14

Notes : Resources, resource abundance model ; Ressources i, resource abundance model including an interaction between presence/absence of fish and pH; Time, model considering the time spent around a pond, Weather, model considering the effect of temperature and wind.

Appendix A2.5: Occurrence of adults (a) and broods (b) of different waterbird species observed on 38 beaver ponds and 12 mining ponds sampled in western Québec, Canada in 2018 and 2019.

(a) Adult occurrence

Species	2018		2019	
	Beaver ponds	Mining ponds	Beaver ponds	Mining ponds
Mallard (<i>Anas platyrhynchos</i>)	17	5	19	7
Ring-necked Duck (<i>Aythya collaris</i>)	12	7	20	10
Common Goldeneye (<i>Bucephala clangula</i>)	3	7	2	7
American Wigeon (<i>Mareca americana</i>)	9	4	10	5
Common Loon (<i>Gavia immer</i>)	1	3	3	5
Common Merganser (<i>Mergus merganser</i>)	2	2	0	2
Hooded Merganser (<i>Lophodytes cucullatus</i>)	9	0	12	3
Pied-billed Grebe (<i>Podilymbus podiceps</i>)	3	2	3	4
Red-necked Grebe (<i>Podiceps grisegena</i>)	1	1	0	1
Green-winged Teal (<i>Anas crecca</i>)	2	3	12	4
Blue-winged Teal (<i>Spatula discors</i>)	1	0	1	0
Wood Duck (<i>Aix sponsa</i>)	5	1	0	0
American Black Duck (<i>Anas rubripes</i>)	2	0	2	1
Bufflehead (<i>Bucephala albeola</i>)	0	1	0	1
Canada Goose (<i>Branta canadensis</i>)	0	1	5	1

Continuation of Appendix A2.5:

(b) Brood occurrence

Species	2018		2019	
	Beaver ponds	Mining ponds	Beaver ponds	Mining ponds
Mallard (<i>Anas platyrhynchos</i>)	9	4	4	3
Ring-necked Duck (<i>Aythya collaris</i>)	5	7	3	6
Common Goldeneye (<i>Bucephala clangula</i>)	1	5	1	4
American Wigeon (<i>Mareca americana</i>)	3	2	2	1
Common Loon (<i>Gavia immer</i>)	0	1	0	1
Common Merganser (<i>Mergus merganser</i>)	1	1	0	0
Hooded Merganser (<i>Lophodytes cucullatus</i>)	0	0	4	1
Pied-billed Grebe (<i>Podilymbus podiceps</i>)	3	2	1	1
Red-necked Grebe (<i>Podiceps grisegena</i>)	0	1	0	0
Green-winged Teal (<i>Anas crecca</i>)	0	1	2	0
Blue-winged Teal (<i>Spatula discors</i>)	0	0	0	0
Wood Duck (<i>Aix sponsa</i>)	0	0	0	0
American Black Duck (<i>Anas rubripes</i>)	0	0	0	0
Bufflehead (<i>Bucephala albeola</i>)	0	0	0	0
Canada Goose (<i>Branta canadensis</i>)	0	0	0	1

Appendix A2.6: Multimodel inference explaining habitat use according to pond characteristics by adults of four species and two guilds of waterfowl in small ponds in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Estimates of the effect of explanatory variables on the probabilities of occupancy (ψ) and detection (p) are presented with their 95% confidence intervals. All candidate models were used for multimodel inference.

Factor (ψ)	Estimate	Low CI	Up. CI	Factor (p)	Estimate	Low CI	Up. CI
Mallard							
Fish	2.04	-1.65	5.73	Temperature	0	-0.05	0.05
pH	-0.55	-2.59	1.49	Wind	0	-0.05	0.05
pH:Fish	0.61	-1.58	2.79	Hour	0	-0.03	0.03
NDVI	-3.01	-13.55	7.53	Time	0.02	-0.11	0.14
Depth	-0.67	-2.59	1.25	Julian day	0	-0.01	0.01
SD	-0.92	-3.03	1.19	Year	-0.15	-0.75	0.46
Area	3.6	-4.19	11.4				
Year	0.25	-1.62	2.13				
Ring-necked Duck							
Fish	0.45	-1.24	2.15	Temperature	0	-0.03	0.03
pH	0.71	-1.17	2.58	Wind	0	-0.04	0.04
pH:Fish	-0.41	-2.2	1.38	Hour	0	-0.01	0.01
NDVI	0.14	-0.79	1.06	Time	0.49	-0.14	1.13
Depth	0.08	-0.53	0.69	Julian day	0	0	0
SD	-0.11	-0.77	0.54	Year	-0.1	-0.76	0.55
Area	0.76	-3.2	4.73				
Year	1.63	-0.17	3.44				
Common Goldeneye							
Fish	-0.76	-2.76	1.24	Temperature	0.24	-0.45	0.92
pH	0.5	-1.03	2.03	Wind	-0.17	-0.66	0.33
pH:Fish	-0.18	-1.33	0.97	Hour	0	-0.02	0.02
NDVI	-1.17	-2.57	0.23	Time	-0.03	-0.25	0.2
Depth	0.11	-0.85	1.06	Julian day	0	-0.01	0.02
SD	-0.15	-1.08	0.78	Year	0.03	-0.3	0.35
Area	0.21	-0.43	0.85				
Year	-0.26	-1.77	1.25				

Continuation of Appendix A2.6:

Factor (ψ)	Estimate	Low CI	Up. CI	Factor (p)	Estimate	Low CI	Up. CI
American Wigeon							
Fish	0.32	-1.1	1.73	Temperature	-0.02	-0.21	0.17
pH	0.54	-0.49	1.58	Wind	0.01	-0.11	0.12
pH:Fish	0.11	-0.7	0.91	Hour	-0.01	-0.06	0.05
NDVI	0.02	-0.29	0.33	Time	0.01	-0.13	0.15
Depth	-0.02	-0.31	0.27	Julian day	-0.01	-0.04	0.01
SD	-0.01	-0.21	0.19	Year	0.01	-0.26	0.28
Area	0.01	-0.2	0.22				
Year	0.01	-1.34	1.37				
Dabblers							
Fish	0.73	-1.9	3.35	Temperature	-0.01	-0.12	0.1
pH	-0.14	-1.26	0.98	Wind	0	-0.1	0.09
pH:Fish	0.07	-0.82	0.96	Hour	-0.01	-0.06	0.04
NDVI	0.45	-1.06	1.96	Time	0.01	-0.1	0.11
Depth	-0.23	-1.29	0.82	Julian day	0	-0.01	0
SD	0.39	-1.55	0.77	Year	-0.25	-1.07	0.56
Area	2.56	-4.91	10.0				
Year	0.97	-0.70	2.63				
Divers							
Fish	0	-0.96	0.96	Temperature	-0.01	-0.1	0.09
pH	0.24	-1.05	1.53	Wind	0.01	-0.1	0.11
pH:Fish	-0.16	-1.36	1.04	Hour	0	-0.03	0.03
NDVI	-0.12	-1.38	1.15	Time	0.02	-0.16	0.2
Depth	0.2	-0.7	1.1	Julian day	0	0	0.01
SD	-0.5	-1.34	0.35	Year	-0.09	-0.59	0.41
Area	4.32	-0.67	9.3				
Year	1.12	-0.41	2.66				

Notes : Fish, presence/absence of fish in the pond; pH: Fish, interaction between presence/absence of fish and pH; SD, shoreline development; Hour, period (morning or evening) when the inventory was done; Time, time spent around the pond to do the inventory.

Appendix A2.7: Multimodel inference explaining habitat use according to pond characteristics by two species and one guild of waterfowl broods in small ponds in western Québec, Canada in 2018 and 2019. Estimates of the effect of explanatory variables on the probabilities of occupancy (ψ) and detection (p) are presented with their 95% confidence intervals. All candidate models were used for multimodel inference.

Factor (ψ)	Estimate	Low CI	Up. CI	Factor(p)	Estimate	Low CI	Up. CI
Mallard							
Fish	0.11	-1.09	1.31	Temperature	-0.02	-0.29	0.25
pH	0.06	-0.68	0.8	Wind	0.04	-0.34	0.42
pH:Fish	0.06	-0.69	0.81	Hour	0	-0.06	0.06
NDVI	0	-0.23	0.24	Time	0.13	-0.5	0.76
Depth	0	-0.23	0.22	Julian day	0	-0.02	0.02
SD	-0.01	-0.24	0.22	Year	-0.18	-1.44	1.08
Area	0.02	-0.42	0.46				
Year	-0.72	-2.79	1.35				
Common Goldeneye							
Fish	-2.88	-9.07	3.31	Temperature	0.54	-1.2	2.29
pH	1.86	0.14	3.57	Wind	0.01	-0.53	0.54
pH:Fish	0.49	-4.39	5.38	Hour	0.09	-0.16	0.33
NDVI	-0.05	-2.07	1.96	Time	-0.02	-0.25	0.22
Depth	0	-0.48	0.49	Julian day	0	-0.01	0.01
SD	0.01	-1.57	1.59	Year	0.04	-0.46	0.53
Area	0	-0.27	0.28				
Year	-0.37	-2.48	1.75				

Continuation of Appendix A2.7:

Factor (ψ)	Estimate	Low CI	Up. CI	Factor(p)	Estimate	Low CI	Up. CI
Dabblers							
Fish	0.07	-0.91	1.06	Temperature	-0.01	-0.16	0.15
pH	0.04	-0.67	0.76	Wind	0.01	-0.19	0.22
pH:Fish	0.05	-0.63	0.72	Hour	0	-0.04	0.04
NDVI	0.02	-0.35	0.39	Time	0.17	0.46	0.8
Depth	-0.02	-0.32	0.28	Julian day	0	-0.01	0.01
SD	-0.02	-0.32	0.27	Year	-0.2	-1.27	0.88
Area	0.06	-0.89	1				
Year	-0.33	-1.99	1.32				

Notes : Fish, presence/absence of fish in the pond; pH: Fish, interaction between presence/absence of fish and pH; SD, shoreline development; Hour, period (morning or evening) when the inventory was done; Time, time spent around the pond to do the inventory

Appendix A2.8: Model-averaged predicted detection probability of breeding adults (a) and broods (b) of different waterfowl species and guilds presented with their 95% confidence intervals. Estimates were obtained after sampling 38 beaver ponds and 12 mining ponds in western Québec, Canada in 2018 and 2019.

(a) Adult detection

Species	Pred	Low CI	Up CI
Mallard	0.42	0.28	0.58
Ring-Necked duck	0.47	0.31	0.65
Common Goldeneye	0.63	0.44	0.79
American Wigeon	0.48	0.29	0.68
Dabbling ducks	0.57	0.38	0.74
Diving ducks	0.62	0.46	0.76

(b) Brood detection

Species	Pred	Low CI	Up CI
Mallard	0.39	0.12	0.75
Common Goldeneye	0.36	0.02	0.90
American Wigeon	0.21	0.06	0.55
Dabbling ducks	0.43	0.20	0.69

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif de ce projet de maîtrise était de déterminer si les parcs à résidus miniers peuvent présenter un habitat de qualité pour la sauvagine en période de nidification et d'élevage des couvées. Les objectifs spécifiques étaient de 1) déterminer si les différentes espèces de sauvagine utilisent autant les parcs à résidus miniers en comparaison avec un milieu naturel de qualité, des étangs de castors et 2) de voir si ces espèces se reproduisent de façon plus importante sur un de ces deux types de milieu. Nous souhaitons également mettre en lien les patrons d'occupation observés sur les sites et certaines caractéristiques de ces sites.

Conformément à ce qui a été relevé dans d'autres études, nous avons trouvé que les étangs de castors ont une rive peu profonde, un bon pH et sont bien végétalisés tout en ayant une certaine quantité d'eau libre. Puisque les conditions observées sur les sites miniers (en lien avec ces facteurs) demeurent dans des intervalles propices à l'établissement de la sauvagine en période de nidification et d'élevage des couvées, nous concluons que les conditions sur les deux types de sites semblent favorables aux différentes espèces pendant cette période.

Les résultats obtenus suite à l'utilisation de modèles d'occupation de sites ont montré que pour la plupart des quatre espèces et des deux guildes de sauvagine analysées, les parcs à résidus miniers sont autant utilisés que les étangs de castors. Une espèce parmi ces quatre espèces, le Garrot à œil d'or, utilise de façon plus importante les parcs à résidus miniers. De la même manière, la plupart des espèces et guildes étudiées se reproduisent autant dans les parcs à résidus miniers que dans les étangs de castors, alors

que le Garrot à œil d'or semble privilégier les étangs miniers pendant la période de nidification et d'élevage des couvées. Nos modèles n'ont cependant pas permis d'expliquer plus finement les variables spécifiques affectant l'occupation des sites par les différentes espèces. Il semble tout de même que certaines conditions observées sur les étangs miniers (telles que l'absence de poissons compétiteurs et le fait qu'il s'agisse d'un milieu plus ouvert) correspondent aux conditions recherchées par le garrot en période de reproduction. La détection des espèces de sauvagine n'a pas été affectée par les conditions d'échantillonnage, ce qui suggère que le groupe d'espèces est peut-être moins sensible aux variations de ces conditions que d'autres groupes d'oiseaux, tels que les passereaux.

À la lumière de ces résultats, nous suggérons que les parcs à résidus miniers semblent être un habitat ayant le potentiel d'être aménagé pour la sauvagine. Dans l'optique de favoriser la restauration des sites miniers pour ce groupe, nous émettons cependant quelques recommandations :

- Une étude s'intéressant au suivi des contaminants environnementaux (tels que les métaux lourds) devrait être effectuée sur les sites visés par de telles mesures d'aménagement.
- La présente étude s'est concentrée sur quelques parcs à résidus miniers de la région de l'Abitibi-Témiscamingue au cours de deux années. Ces sites étaient issus de différents stades du cycle de vie d'une mine, cependant l'âge des sites n'a pas pu être considéré dans les analyses. Il serait pertinent d'en connaître plus sur l'évolution des conditions sur les sites miniers au cours du temps et de la répercussion de cette évolution sur l'occupation de la sauvagine.
- Il aurait été intéressant d'avoir plus de données dans les analyses afin de voir comment les patrons d'occupation variaient au sein d'un même type de site. Un échantillon plus important de sites miniers aurait peut-être permis de mieux

expliquer les patrons observés sur ces sites et d'émettre des recommandations plus spécifiques concernant leur aménagement. L'ajout de certaines variables, comme une mesure directe concernant les communautés d'invertébrés ou un échantillonnage plus exhaustif de la végétation pourraient également permettre d'améliorer les recommandations effectuées pour l'aménagement de ces sites.

- Certaines variables liées aux caractéristiques du paysage n'ont pas été considérées dans cette étude et peuvent également avoir un effet sur l'utilisation de l'habitat par la sauvagine. Des études futures pourraient s'y intéresser.
- Concernant l'aménagement des sites miniers, nous suggérons d'assurer la revégétalisation des étangs, en veillant cependant à conserver une bonne quantité d'eau libre dans le milieu. Afin de favoriser l'utilisation de ces sites par la sauvagine, nous conseillons également d'éviter l'ensemencement de poissons dans le milieu. D'autres caractéristiques, telles qu'une faible profondeur des bassins et un pH demeurant dans un intervalle approprié (entre 6 et 8) peuvent également être favorisées afin de conserver de bonnes conditions pour la sauvagine, soit des conditions similaires à celles observées dans les étangs de castors.

Malgré le fait que la restauration des sites par le moyen d'une couche aqueuse soit aujourd'hui moins souvent utilisée en raison de la stabilité chimique et physique des bassins formés, il demeure intéressant de conserver ces bassins puisque ces derniers semblent représenter un habitat faunique de qualité pour certaines espèces qui dépendent des milieux humides, telles que la sauvagine. En sachant qu'il est possible d'aménager ces sites avec de telles répercussions positives, il pourrait également y avoir un bénéfice à favoriser ce type de restauration tout en continuant d'effectuer un bon suivi des sites. Dans un contexte où la perte d'habitats, notamment de milieux humides, est importante, il peut être intéressant de considérer l'utilisation de ces anciens sites miniers dans l'objectif de créer de nouveaux milieux humides dans le

paysage. D'une certaine façon, ceci pourrait peut-être compenser les pertes d'habitats naturels qui sont observées aujourd'hui, en permettant à certaines espèces de trouver refuge dans un milieu créé par l'homme.

ANNEXE A

EXEMPLE DE PARC À RÉSIDUS MINIERS



Annexe A : Parc à résidus miniers de la mine de Géant Dormant (division de Mines Abcourt Inc.). Dans la plupart des cas, les sites miniers présentent un parc à résidus comportant les sections suivantes: 1(parc à résidus miniers), 1A (bassin 1 du parc à résidus), 1B (bassin 2 du parc à résidus) et 1C (bassin 3 du parc à résidus/bassin de polissage). Du premier bassin au dernier bassin, la sédimentation des résidus miniers est effectuée, on retrouvera donc beaucoup de résidus sédimentés dans le bassin 1A et peu de résidus dans le dernier bassin (1C). La photographie aérienne provient de Google Maps.

RÉFÉRENCES

- Adde, A., Darveau, M., Barker, N.K.S. Imbeau, L., Cumming, S. En presse (Accepté le 25 juillet 2020). Breeding duck habitat in North America: reviewing 60 years of research. *Écoscience*.
- AECOM. (2014). *Restauration de l'habitat du poisson à la suite de la rupture de la digue du site minier Opémiska*. Québec : Ministère des Ressources naturelles.
- Allredge, M. W., Pollock, H. et Simons, T.R. (2006). Estimating detection probabilities from multiple-observer point counts. *The Auk*, 123(4), 1172-1182.
- Atlas des oiseaux nicheurs du Québec. (2013). *Faits saillants 2013*. Récupéré de http://www.atlas-oiseaux.qc.ca/faits_saillants_2013_fr.jsp
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. et Maqoud, A. (2015). *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. Symposium 2015 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, 14-17 juin 2015*. Rouyn-Noranda.
- Austin, J.E., Afton, A.D., Anderson, M.G., Clark, R.G., Custer, C.M., Lawrence, J.S., Pollard, J.B. et Ringelman, J.K. (2000). Declining scaup populations: issues, hypotheses, and research needs. *Wildlife Society Bulletin*, 254-263.
- Aznar, J.-C. et Desrochers, A. (2008). Building for the future: Abandoned beaver ponds promote bird diversity. *Écoscience*, 15(2), 250-257.
- Baldassarre, G.A. et Bolen, E.G. (1994). *Waterfowl ecology and management* (2e éd.). Malabar : Krieger publishing company.
- Batzer, D.P., Cooper, R. et Wissinger, S.A. (2006). Wetland animal ecology. [chapitre de livre]. Dans Batzer, D.P. et Sharitz, R.R. (dir.), *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands* (2e éd.) (p. 242-284). Berkeley : University of California Press.
- Bélangier, L. et Couture, R. (1988). Use of man-made ponds by dabbling duck broods. *The Journal of Wildlife Management*, 718-723.
- Bellrose, F.C. et Kortright, F.H. (1976). *Ducks, geese & swans of North America* (2e éd.). Harrisburg : Stackpole Books.

- Bennett Jr, C. L. (1967). A new method for estimating numbers of duck broods. *The Journal of Wildlife Management*, 555-562.
- Bordage, D., Lepage, C. et Orichefsky, S. (2003). *Black duck joint venture helicopter survey-Québec*. Canadian Wildlife Service Report Quebec Region, Environment Canada, St. Foy, Canada.
- Börger, L. et Nudds, T.D. (2014). Fire, humans, and climate: modeling distribution dynamics of boreal forest waterbirds. *Ecological Applications*, 24(1), 121-141.
- Brook, R.W., Duncan, D.C., Hines, J.E., Carrière, S. et Clark, R.G. (2005). Effects of small mammal cycles on productivity of boreal ducks. *Wildlife ecology*, 11(1), 3-11.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S. et Magin, G. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology*, 16(4), 909-923.
- Brown, D.J., Hubert, W.A. et Anderson, S.H. (1996). Beaver ponds create wetland habitat for birds in mountains of southeastern Wyoming. *Wetlands*, 16(2), 127-133.
- Burnham, K.P. et Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach* (2e éd.). New York : Springer Science and Business Media.
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G.J., Potvin, R. et Benzaazoua, M. (2005). *Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées*. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda.
- Carlisle, T., Mulamoottil, G. et Mitchell, B. (1991). Attitudes towards artificial wetlands in Ontario for stormwater control and waterfowl habitat. *Journal of the American Water Resources Association*, 27(3), 419-427.
- Collias, N.E. et Collias, E.C. (1963). Selective feeding by wild ducklings of different species. *The Wilson Bulletin*, 6-14.
- COSEPAC. (2011). *Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur le Garrot d'Islande : Population de l'Est au Canada*. R cupr  de <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/garrot-islande-sommaire.html>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V. et Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253.

- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C. et LaRoe, E.T. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. Washington D.C. : U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service.
- Cushman, S.A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, 128(2), 231-240.
- Danell, K. et Sjöberg, K. (1982). Seasonal and diel changes in the feeding behaviour of some dabbling duck species on a breeding lake in northern Sweden. *Ornis Scandinavica*, 129-134.
- Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941.
- Dessborn, L., Elmberg, J. et Englund, G. (2011). Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology*, 56(3), 579-589.
- DesGranges, J.L. et Darveau, M. (1985). Effect of lake acidity and morphometry on the distribution of aquatic birds in southern Quebec. *Ecography*, 8(3), 181-190.
- Diefenbach, D.R. et Owen Jr, R.B. (1989). A model of habitat use by breeding American black ducks. *The Journal of Wildlife Management*, 383-389.
- Drapeau, P., Leduc, A. et McNeil, R. (1999). Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology*, 367-382.
- Duffield, J.M. (1986). Waterbird use of a urban stormwater wetland system in central California, USA. *Colonial Waterbirds*, 227-235.
- Eadie, J.M. et Keast, A. (1982). Do goldeneye and perch compete for food? *Oecologia*, 55(2), 225-230.
- Eadie, J.M., Mallory, M.L. et Lumsden H.G. (2020). Common Goldeneye (*Bucephala clangula*), version 1.0. Dans Billerman, S.M. (dir.), *Birds of the World*. Ithaca, NY, USA : Cornell Lab of Ornithology. Récupéré de <https://birdsoftheworld.org/bow/species/comgol/cur/introduction>.
- Elmberg, J., Dessborn, L. et Englund, G. (2010). Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia*, 641, 215-223.
- Epnors, C., Bayley, S., Thompson, J. et Tonn, W. (2010). Influence of fish assemblage and shallow lake productivity on waterfowl communities in the Boreal Transition Zone of western Canada. *Freshwater Biology*, 55(11), 2265-2280.

- Euliss Jr, N.H., Jarvis, R.L. et Gilmer D.S. (1989). Carbonate deposition on tail feathers of ruddy ducks using evaporation ponds. *Condor*, 91(4), 803-806.
- Fiske, I. et Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*, 43(10), 1-23.
- Found, C., Webb, S. et Boyce, M. (2008). Selection of lake habitats by waterbirds in the boreal transition zone of northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 86(4), 277-285.
- Gagnon, J., Vander Haeghe, M.-J., Imbeau, L., Lapointe, J. et Trudel, S. (2012). Premier inventaire de la population de grèbe jougris nichant localement à Rouyn-Noranda, étés 2010 et 2011. *Le Naturaliste canadien*, 136(1).
- Gladyshev, M.I., Arts, M.T. et Sushchik, N.I. (2009). Preliminary estimates of the export of omega-3 highly unsaturated fatty acids (EPA+ DHA) from aquatic to terrestrial ecosystems. Dans Arts, M.T, Brett M.T et Kainz, M. (dir.), *Lipids in aquatic ecosystems* (p. 179-210). New York : Springer.
- Gouvernement du Canada (2016). *Sources d'eau : les terres humides*. Récupéré de <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eau-aperçu/sources/terres-humides.html>
- Grosbois, G., Mariash, H., Schneider, T. et Rautio, M. (2017). Under-ice availability of phytoplankton lipids is key to freshwater zooplankton winter survival. *Scientific reports*, 7(1), 1-11
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Poysa, H. et Nummi, P. (2004). Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, 82(11), 1698-1703.
- Holopainen, S., Arzel, C., Dessborn, L., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P., Pöysä, H. et Sjöberg, K. (2015). Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *European Journal of Wildlife Research*, 61(3), 339-363.
- Horstman, A.J., Nawrot, J.R. et Woolf, A. (1998). Mine-associated wetlands as avian habitat. *Wetlands*, 18(2), 298-304.
- Hudson, M.S. (1983). Waterfowl production on three age-classes of stock ponds in Montana. *The Journal of Wildlife Management*, 112-117.
- Imbeau, L. (2012). *Liste annotée des espèces d'oiseaux recensées au parc à résidus miniers East Sullivan de Val-d'Or*. Rouyn-Noranda : Société de Loisir Ornithologique de l'Abitibi.

- Imbeau, L. (2018). *Liste annotée des espèces d'oiseaux et d'amphibiens recensés sur le site de la mine Casa-Berardi*. Rouyn-Noranda : Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. et Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. [chapitre de livre]. Dans Samson, F.B et Knoft, F.L. (dir.), *Ecosystem management* (p. 130-147). New York : Springer.
- Klotz, R. (1998). Influence of beaver ponds on the phosphorus concentration of stream water. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1228-1235.
- Krapu, G.L. (1974). Feeding ecology of pintail hens during reproduction. *The Auk*, 91(2), 278-290.
- Laliberté, L., Desrosiers, M. et Triffault-Bouchet, G. (2014). *Évaluation des risques écotoxicologiques pour la faune aviaire benthivore et piscivore au site minier East Sullivan*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Lemelin, L.-V., Bordage, D., Darveau, M. et 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 : Service canadien de la faune.
- Lemelin, L.-V. et Darveau, M. (2008). *Les milieux humides du parc national du Canada de la Mauricie: cartographie en vue d'une surveillance de l'intégrité écologique*. Québec : Canards Illimités Canada.
- 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(2), 321-332.
- Lemelin, L.-V., Darveau, M., Yerkes, T., Bordage, D. et Colucy, J. (2008). *2008 Report on Wetland and Waterfowl Mapping and Modelling in Quebec Boreal Forest*. Québec : Canards Illimités Canada.
- Lepage, C. et Bordage, D. (2013). *État des populations de sauvagine du Québec, 2009*. Sainte-Foy, Québec : Service canadien de la faune.
- Loi sur les mines*. RLRQ, M-13.1, art. 232.1.
- Loi sur les mines*. RLRQ, M-13.1, art. 232.4.
- Lokemoen, J.T. (1973). Waterfowl production on stock-watering ponds in the northern plains. *Journal of Range Management*, 179-184.

- Longcore, J.R., McAuley, D.G., Pendelton, G.W., Bennatti, C.R., Mingo, T.M. et Stromborg, K.L. (2006). Macroinvertebrate abundance, water chemistry, and wetland characteristics affect use of wetlands by avian species in Maine [chapitre de livre]. Dans Hanson A.R. et Kerekes J.J. (dir.), *Limnology and Aquatic Birds* (p. 143-167). Dordrecht : Springer.
- Mack, G. et Morrison, D. (dir.). (2006). *Waterfowl of the boreal forest*. Canards Illimités Canada.
- Mack, G.D. et Flake, L.D. (1980). Habitat relationships of waterfowl broods on South Dakota stock ponds. *The Journal of Wildlife Management*, 44(3), 695-700.
- MacKenzie, D.I. et Bailey, L.L. (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9(3), 300-318.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A.J. et Langtimm, C.A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83, 2248-2255.
- Malison, R.L., Eby, L.A. et Stanford, J.A. (2015). Juvenile salmonid growth, survival, and production in a large river floodplain modified by beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(11), 1639-1651.
- Mallory, M.L., Blancher, P.J., Weatherhead, P.J. et McNicol, D.K. (1994). Presence or absence of fish as a cue to macroinvertebrate abundance in boreal wetlands. *Hydrobiologia*, 279(1), 345-351.
- Mazerolle, M.J. (2020). *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 2.3-1. Récupéré de <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- McAuley, D.G. et Longcore, J.R. (1988). Foods of juvenile ring-necked ducks: Relationship to wetland pH. *The Journal of Wildlife Management*, 177-185.
- McKinstry, M.C. et Anderson, S.H. (1994). Evaluation of wetland creation and waterfowl use in conjunction with abandoned mine lands in northeast Wyoming. *Wetlands*, 14(4), 284-292.
- McKinstry, M.C. et Anderson, S.H. (2002). Creating wetlands for waterfowl in Wyoming. *Ecological Engineering*, 18(3), 293-304.
- McNicol, D., Bendell, B. et Mallory, M. (1995). Evaluating macroinvertebrate responses to recovery from acidification in small lakes in Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85(2), 451-456.

- McNicol, D., Bendell, B. et Ross, R.K. (1987). *Studies of the effects of acidification on aquatic wildlife in Canada*. Ottawa : Canadian Wildlife Service.
- McNicol, D. et Wayland, M. (1992). Distribution of waterfowl broods in Sudbury area lakes in relation to fish, macroinvertebrates, and water chemistry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(S1), 122-133.
- Merendino, M.T., McCullough, G.B. et North, N.R. (1995). Wetland availability and use by breeding waterfowl in southern Ontario. *The Journal of wildlife management*, 527-532.
- MERN. (2002). *Le site East Sullivan*. Récupéré de <https://mern.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2002-02/east-sullivan.jsp>
- MERN. (2018a). *Les dispositions législatives*. Récupéré de <http://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniére/les-dispositions-legislatives/>
- MERN. (2018b). *Restauration des sites miniers abandonnés*. Récupéré de <https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniére/restauration-des-sites-miniers-abandonnes/>
- MERN. (2020). *GESTIM*. Récupéré de https://gestim.mines.gouv.qc.ca/MRN_GestimP_Presentation/ODM02201_menu_base.aspx
- Metts, B.S., Lanham, J.D. et Russell, K.R. (2001). Evaluation of herpetofaunal communities on upland streams and beaver-impounded streams in the upper Piedmont of South Carolina. *The American Midland Naturalist*, 145(1), 54-65.
- Mitsch, W.J. et Hernandez, M.E. (2013). Landscape and climate change threats to wetlands of North and Central America. *Aquatic Sciences*, 75(1), 133-149.
- Müller-Schwarze, D. et Sun, L. (2003). *The beaver: natural history of a wetlands engineer*. New York : Cornell University Press.
- Murkin, H.R., Murkin, E.J. et Ball, J.P. (1997). Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10 year experiment. *Ecological Applications*, 7(4), 1144-1159.
- Naiman, R.J., Johnston, C.A. et Kelley, J.C. (1988). Alteration of North American streams by beaver. *BioScience*, 38(11), 753-762.
- Naiman, R.J. et Melillo, J.M. (1984). Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia*, 62(2), 150-155.
- Naiman, R.J., Melillo, J.M. et Hobbie, J.E. (1986). Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*). *Ecology*, 67(5), 1254-1269.

- Nummi, P. (1989). Simulated effects of the beaver on vegetation, invertebrates and ducks. *Annales Zoologici Fennici*, 26(1), 43-42.
- Nummi, P. (1992). The importance of beaver ponds to waterfowl broods: an experiment and natural tests. *Annales Zoologici Fennici*, 29(1), 47-55.
- Nummi, P. et Hahtola, A. (2008). The beaver as an ecosystem engineer facilitates teal breeding. *Ecography*, 31(4), 519-524.
- Nummi, P. et Holopainen, S. (2014). Whole-community facilitation by beaver: ecosystem engineer increases waterbird diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(5), 623-633.
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S. et Pöysä, H. (2013). Wetland use by brood - rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *Ibis*, 155(1), 68-79.
- Nummi, P. et Pöysä, H. (1993). Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography*, 16(4), 319-328.
- Nummi, P. et Pöysä, H. (1995a). Breeding success of ducks in relation to different habitat factors. *Ibis*, 137(2), 145-150.
- Nummi, P. et Pöysä, H. 1995b. Habitat use by different-aged duck broods and juvenile ducks. *Wildlife Biology*, 1, 181-187.
- Nummi, P. et Pöysä, H. (1997). Population and community level responses in *Anas* - species to patch disturbance caused by an ecosystem engineer, the beaver. *Ecography*, 20(6), 580-584.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Holopainen, S. et Pöysä, H. (2016). Duck-fish competition in boreal lakes-a review. *Ornis Fennica*, 93, 67.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Rask, M., Nyberg, K. et Taskinen, K. (2012). Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquatic sciences*, 74, 343-350.
- Nürnberg, G.K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12(4), 432-447.
- Patterson, J. (1976). The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck populations. *The Journal of Wildlife Management*, 22-32.

- Piest, L.A. et Sowls, L.K. (1985). Breeding duck use of a sewage marsh in Arizona. *The Journal of wildlife management*, 580-585.
- Poulin, M., Rochefort, L., Pellerin, S. et Thibault, J. (2004). Threats and protection for peatlands in Eastern Canada. *Géocarrefour*, 79(4), 331-344.
- Pöysä, H. (1983). Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos*, 295-307.
- Pöysä, H., Rask et Nummi, P. (1994). Acidification and ecological interactions at higher trophic levels in small forest lakes: the perch and the common goldeneye. *Annales Zoologici Fennici*, 31(4), 397-404.
- Pöysä, H., Sjöberg, K., Elmberg, J. et Nummi, P. (2001). Pair formation among experimentally introduced mallards *Anas platyrhynchos* reflects habitat quality. *Annales Zoologici Fennici*, 38(2), 179-184.
- Presser, T.S. et Barnes, I. (1985). *Dissolved constituents including selenium in waters in the vicinity of Kesterson National Wildlife Refuge and the West Grassland*. Fresno and Merced Counties : U.S. Department of the Interior.
- Reinecke, K.J. et Owen Jr, R.B. (1980). Food use and nutrition of black ducks nesting in Maine. *The Journal of Wildlife Management*, 549-558.
- Rempel, R.S., Abraham, K.F., Gadawski, T.R., Gabor, S. et Ross, R.K. (1997). A simple wetland habitat classification for boreal forest waterfowl. *The Journal of wildlife management*, 746-757.
- Renouf, R.N. (1972). Waterfowl utilization of beaver ponds in New Brunswick. *The Journal of Wildlife Management*, 740-744.
- Ringelman, J.K. et Longcore, J.R. (1982). Movements and wetland selection by brood-rearing black ducks. *The Journal of Wildlife Management*, 615-621.
- Rumble, M. A. et Flake, L.D. (1982). A comparison of two waterfowl brood survey techniques. *The Journal of Wildlife Management*, 46, 1048-1053.
- Robert, M., Bordage, D., Savard, J.-P.L., Fitzgerald, G. et Morneau, F. (2000). The breeding range of the Barrow's Goldeneye in eastern North America. *The Wilson Bulletin*, 112(1), 1-7.
- Sargeant, A.B., Greenwood, R.J., Sovada, M.A. et Shaffer, T.L. (1993). *Distribution and abundance of predators that affect duck production-Prairie-Pothole Region*.

- Washington : U.S. Fish and Wildlife Service et Jamestown ND : Northern Prairie Wildlife Research Center.
- Schindler, D. (1998). Sustaining aquatic ecosystems in boreal regions. *Conservation Ecology*, 2(2).
- Schneider, T., Grosbois, G., Vincent, W.F. et Rautio, M. (2017). Saving for the future: Pre-winter uptake of algal lipids supports copepod egg production in spring. *Freshwater Biology*, 62(6), 1063-1072.
- Seburn, D. et Seburn, C. (2000). *Conservation priorities for the amphibians and reptiles of Canada*. Toronto : World Wildlife Fund Canada.
- Sjöberg, K., Pöysä, H., Elmberg, J. et Nummi, P. (2000). Response of mallard ducklings to variation in habitat quality: an experiment of food limitation. *Ecology*, 81(2), 329-335.
- Slattery, S.M., Morissette, J.L., Mack, G.G. et Butterworth, E.M. (2011). Waterfowl conservation planning: science needs and approaches [chapitre de livre]. Dans Wells, J.V. (dir.), *Boreal birds of North America: a hemispheric view of their conservation links and significance* (p. 23-40). Berkeley : University of California Press.
- Sugden, L.G. (1973). *Feeding ecology of pintail, gadwall, American widgeon and lesser scaup ducklings in southern Alberta*. Ottawa : Canadian Wildlife Service.
- Swanson, G.A. (1977). Diel food selection by Anatinae on a waste-stabilization system. *The Journal of Wildlife Management*, 226-231.
- Uresk, D.W. et Severson, K. (1988). Waterfowl and shorebird use of surface-mined and livestock water impoundments on the northern Great Plains. *The Great Basin Naturalist*, 353-357.
- Väänänen, V.-M., Nummi, P., Pöysä, H., Rask, M. et Nyberg, K. (2012). Fish–duck interactions in boreal lakes in Finland as reflected by abundance correlations. *Hydrobiologia*, 697(1), 85-93.
- Venables, W.N. and Ripley, B.D. (2002). *Modern applied statistics with S*. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Verhoeven, J.T., Arheimer, B., Yin, C. et Hefting, M.M. (2006). Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in ecology & evolution*, 21(2), 96-103.
- Vittet, C. (2011). *Valeurs écologique et économique d'un ancien site minier restauré*. (Essai réalisé dans le cadre d'une maîtrise en environnement). Université de Sherbrooke. Récupéré de

https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2011/Vittet_C__09-06-2011_.pdf

Wayland, M. et McNicol, D.K. (1994). Movements and survival of common goldeneye broods near Sudbury, Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 72(7), 1252-1259.

Weller, M.W. (1999). *Wetland birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge : Cambridge University Press.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems* (3ème éd.). Academic Press, San Diego, CA, USA.

Zedler, J.B. et Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30, 39-74.