

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

PAR
JULIE LAVOIE

RÉACTION DES MICROMAMMIFÈRES ET DES OISEAUX À L'AMÉNAGEMENT
FORÊT/BLEUET DANS DES PINÈDES GRISES DE L'OUEST DU LAC SAINT-
JEAN

Décembre 2009

RÉSUMÉ

Grâce à ses éléments nutritifs et nutraceutiques, le bleuët sauvage (*Vaccinium myrtilloides*, Michaux et *V. angustifolium*, Aiton) a acquis une notoriété mondiale. Afin de répondre à une demande croissante sur les marchés internationaux et de développer son exploitation tout en maintenant la production de matière ligneuse sur un même territoire, un nouvel aménagement agroforestier a été créé au Québec. Cet aménagement, nommé forêt/bleuët, comprend des bandes alternées de 60 m et de 42 m de largeur allouées à la production respective de bleuëts et de bois. Les peuplements de pins gris (*Pinus banksiana* Lambert) situés sur des sites plats et bien drainés sont principalement ciblés pour cet aménagement dans la région du Saguenay-Saint-Jean, car ils offrent des qualités intéressantes pour la culture de bleuëts. En produisant une perte nette d'habitat (agriculture du bleuët), une modification (récoltes forestières, éclaircies) et une fragmentation (création de bandes forestières) de ce dernier, l'aménagement forêt/bleuët saura-t-il préserver une faune représentative de celle retrouvée dans la pinède grise comparativement à la bleuëtière conventionnelle? Ces peuplements font l'objet de pressions anthropiques importantes, notamment pour la production agricole de bleuëts en champs (bleuëtière conventionnelle) et cela, malgré que leur communauté faunique soit peu étudiée et que certaines espèces rares et peu connues semblent occuper cet habitat. Les objectifs de cette étude sont de déterminer si à l'échelle du peuplement et à court terme 1) la présence d'espèces aviaires et de micromammifères, 2) la diversité des espèces et 3) l'assemblage de ces communautés sont similaires dans la pinède grise naturelle, la bleuëtière conventionnelle et la forêt/bleuët. Des inventaires de points d'écoute (oiseaux) et des grilles de trappes (micromammifères) ont permis d'estimer l'abondance des espèces présentes dans 45 stations (15 par milieux). L'approche par sélection de modèles (AIC_C) basée sur des modèles d'occupation de sites, montre que 8 espèces aviaires sur 10 occupent autant les sites en pinède grise témoin qu'en forêt/bleuët ainsi qu'en bleuëtière conventionnelle. Toutefois, d'après les analyses de variance (ANOVA), l'abondance des oiseaux forestiers en forêt/bleuët est moindre qu'en pinède grise et à l'inverse, l'abondance des oiseaux généralistes est plus élevée en forêt/bleuët qu'en pinède grise en 2007. Le campagnol à dos roux de Gapper (*Myodes gapperi* Vigors), un micromammifère associé aux forêts matures a vu son abondance décliner en forêt/bleuët alors que la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus* Wagner), une espèce généraliste, y est devenue plus abondante. Les abondances de ces deux mammifères ressemblaient davantage à celles observées en bleuëtière conventionnelle que celles retrouvées en pinède grise. Toutefois, en termes de richesse spécifique et de nombre de captures, les sites en forêt/bleuët ne différaient pas de ceux en pinède. Les analyses de similarité (ANOSIMs), suivi des tests de comparaisons paires, indiquent que la communauté aviaire en forêt/bleuët se distingue de celle retrouvée en pinède grise et ce, dès la première année d'inventaire. Toutefois, elle ressemble davantage à cette dernière qu'à celle observée en bleuëtière conventionnelle. Les différences observées chez les communautés de micromammifères et d'oiseaux entre la pinède et la forêt/bleuët semblent s'accroître à la deuxième année. D'après nos résultats, l'aménagement forêt/bleuët semble

maintenir des communautés fauniques s'approchant davantage de la pinède naturelle que de la bleuetière conventionnelle, bien que l'abondance de certaines espèces (p. ex., souris sylvestre et campagnol à dos roux de Gapper) soit plus près de celles retrouvées en bleuetière conventionnelle. Cependant, cette conclusion à court terme ne tient pas compte de l'effet cumulatif des différents aménagements prévus à l'échelle d'une révolution forestière complète en forêt/bleuet. Le développement de ce type d'aménagement devrait donc s'effectuer avec prudence sur le territoire forestier québécois, tant que les effets fauniques sur une plus longue période temporelle demeurent méconnus.

AVANT - PROPOS

Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune a attribué en location, à la Corporation d'Aménagement Forêt Normandin (CAFN), des terres du domaine de l'État sous aménagement forestier afin d'amorcer l'expérimentation de bleuetières de type forêt/bleuet. En vue d'améliorer ce nouveau modèle et de répondre aux exigences gouvernementales, la CAFN en collaboration avec un comité de recherche a élaboré un programme d'expérimentation regroupant six axes d'orientation : 1) optimisation forestière, 2) optimisation agricole, 3) impacts environnementaux; 4) optimisation du milieu de production; 5) modèle de gestion et 6) utilisation optimale du territoire. La présente étude s'inscrit à l'intérieur du troisième axe et visait à mesurer les impacts de ce nouvel aménagement agroforestier sur la faune.

REMERCIEMENTS

Voilà le moment tant attendu de remercier tous ceux qui ont contribué à l'aboutissement de ce projet de recherche. Tout d'abord, je tiens à remercier mes deux directeurs, Jacques Ibarzabal et Louis Imbeau de m'avoir conseillée et guidée tout au long de cette expérience. Jacques, ta passion pour la faune ailée, tes qualités de naturaliste et ta joie de vivre m'ont grandement inspirée. Louis, tes commentaires constructifs, ta disponibilité et ta vision concrète de l'aménagement forestier et de ses impacts sur la faune ont été des plus utiles. En second lieu, je remercie toute l'équipe de la Corporation d'Aménagement Forêt Normandin (CAFN) pour la confiance et la latitude qu'elle m'a accordées pour effectuer cette étude. Par ailleurs, cette recherche n'aurait pu avoir lieu sans le travail chevronné des ornithologues, des manipulateurs de petits mammifères, des courageux recenseurs de pistes hivernales et des patients échantillonneurs de végétation : Raphaël Demers, Stéphane Blais, Annie St-Gelais, Mélanie Meunier, Frédéric Fortin, Jessy Pronovost, Judith Boulianne, Joël Lacasse, Ludovic Béland, Audrey Sanfaçon et Angélique Truchet. Je veux également remercier Gilles Lupien du ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour son aide et ses conseils pour l'identification des spécimens de micromammifères. De plus, les pièges de micromammifères ont été gracieusement fournis par son ministère. Merci à Marc Mazerolle pour sa collaboration lors des analyses statistiques, de même qu'à Jean-François Boucher, Mathieu Cusson et Denis Walsh pour leurs conseils sur le sujet. Merci également à l'équipe de l'Agence de gestion intégrée des ressources pour leur support technique, particulièrement à Julie Moreau pour son apport lors du traitement de données géographiques. Je remercie aussi Dominic Lavoie du Club des ornithologues amateurs du Saguenay-Lac-Saint-Jean pour ses précieuses informations et Martin-Hugues St-Laurent pour sa contribution lors de l'élaboration du protocole de recherche. Pour la révision de la qualité du français de ce manuscrit, j'ai eu la chance de compter sur la généreuse participation de Gaétane Blouin.

Ce projet a été rendu possible grâce à l'appui financier de la CAFN, du Fonds québécois de la recherche et des technologies ainsi que du Consortium de recherche sur la forêt boréale. De plus, les gens de la Pépinière forestière de Normandin ont gentiment prêté un bureau tout équipé pour l'été 2008 et la ville de Normandin a offert un local lors des périodes d'inventaire.

Je veux dire un immense merci à tous les gens que j'ai côtoyés au cours de ces deux belles années passées à l'Université du Québec à Chicoutimi. Je pense d'abord à Germain qui m'a accueillie au laboratoire d'écologie végétale avec le sourire et offert son aide fort appréciée dès le premier jour. Puis à toute la gang du lab d'écologie végétale, en commençant par Manon pour les bons souvenirs qu'il me reste de CONFOR, du Critic's club, de l'aérobic, du volley, du tennis etc. Aussi à Andres, Boris, J-F, Pascal, Simon, Andrée-Anne, Marc pour ces belles soirées et à Marie-Josée, Audrey et Sonia pour leur aide. Je pense également à toute l'équipe du colloque RESSERR 2008: Manon, Cornelia, Jonathan, Joëlle, Max et Marie-Ève. Merci à Patricia et ses acolytes, Pierre-Luc et Yacine, de m'avoir confectionné un calendrier unique pour ces derniers mois de rédaction en exil. Je remercie Véronique et Hubert de m'avoir donné la chance d'être auxiliaire en enseignement pour le cours d'écologie appliquée et la cohorte d'Écoconseil 2009 pour la belle expérience multidisciplinaire en leur compagnie.

Je souhaite également souligner le soutien de ma famille et de ma p'tite sœur. Un merci tout spécial à mes amis de La Poc pour leur présence et leur appui. Finalement, un merci inconditionnel à Ludovic qui m'a soutenue tout au long de ce périple aux multiples rebondissements. Ton oreille attentive, ta patience, ton amour et tes conseils ont été d'une valeur inestimable.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT - PROPOS.....	iv
REMERCIEMENTS	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ANNEXES.....	xiii
1. INTRODUCTION.....	1
2. MÉTHODES.....	5
2.1 Site à l'étude.....	5
2.2 Dispositif expérimental.....	5
2.3 Inventaires	8
2.3.1 Micromammifères.....	8
2.3.2 Oiseaux.....	9
2.3.3 Végétation et données solaires	11
2.4 Analyses statistiques	12
2.4.1 Analyse d'abondance	12
2.4.2 Modèle d'occupation de sites.....	12
2.4.3 Analyse de diversité.....	15
2.4.4 Assemblage des communautés.....	17
3. RÉSULTATS.....	19
3.1 Abondance et occupation.....	19
3.1.1 Micromammifères.....	19
3.1.2 Oiseaux.....	22
3.2 Diversité	27
3.2.1 Micromammifères.....	27

3.2.2 Oiseaux.....	30
3.3 Assemblage des communautés.....	34
3.3.1 Micromammifères.....	34
3.3.2 Oiseaux.....	36
4. DISCUSSION.....	42
4.1 Réaction des micromammifères à l'aménagement forêt/bleuet.....	42
4.2 Réaction des oiseaux à l'aménagement forêt/bleuet.....	47
5. FORCES ET LIMITES DE LA PRÉSENTE ÉTUDE.....	54
6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	57
RÉFÉRENCES.....	59
ANNEXES.....	68

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Delta du critère d'information d'Akaike ($\Delta AICc$) pour la sélection des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) incluant les paramètres d'occupation (\square) et de détection (p) pour les 10 espèces aviaires observées dans 15 stations et plus ($N = 45$ stations d'échantillonnage) au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 et 2007.....	24
Tableau 2. Estimés pondérés, erreurs standards inconditionnelles et intervalles de confiance (95%) des covariables suite à l'inférence multi-modèle pour les 10 espèces aviaires observées dans 15 stations et plus ($N = 45$ stations d'échantillonnage) au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 et 2007.	26
Tableau 3. Sommaire des résultats des modèles mixtes (REML) avec milieu (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) et saison (printemps et été) comme facteurs principaux pour les années 2006 et 2007 et pour (a) le nombre de captures par 100 nuits-trappes et b) la richesse spécifique des micromammifères capturés au nord-ouest du lac Saint-Jean.	28
Tableau 4. Résultats des analyses de variance (ANOVAs) avec le milieu (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) comme facteur principal pour les années 2006 et 2007 et pour les différents indices de diversité aviaire: a) le nombre d'individus, b) la richesse spécifique (d), c) la diversité (H') et d) l'équitabilité (J') des oiseaux recensés au nord-ouest du lac Saint-Jean.....	31
Tableau 5. Similarité intra-groupe (milieu) de l'assemblage des micromammifères capturés à l'été 2006 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les données a) de présence - absence et b) d'abondances absolues.	36

Tableau 6. Statistiques R des tests de comparaisons pairées pour les assemblages des espèces aviaires suite aux analyses de similarité (ANOSIMs) à un facteur (milieu) réalisées à partir des matrices de similarité (Bray-Curtis) dérivées a) des données de présence-absence et b) des données d'abondances absolues pour les années 2006 et 2007.....	40
Tableau 7. Similarité intra-groupe (milieu) de l'assemblage des espèces aviaires en 2006 et 2007 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les matrices de données a) de présence – absence et b) d'abondances absolues.....	40
Tableau 8. Principales espèces aviaires (3) contribuant à la similarité intra - groupe (milieu) à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les matrices de données a) de présence/absence et b) d'abondances absolues pour les années 2006 et 2007.	41

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Localisation du site à l'étude (a), localisation des stations d'inventaire (b) et exemple d'une unité d'échantillonnage de micromammifères (grille de trappes ; 18 cercles fermés), d'oiseaux (point d'écoute ; 1 étoile) et de végétation (sous-station ; 6 carrés ouverts) en forêt/bleuet dont les bandes de forêt et de bleuets sont de 60 m.....7
- Figure 2. Moyennes du nombre de captures par 100 nuits-trappes (\pm intervalle de confiance à 95 %) du campagnol à dos roux de Gapper (2006 et 2007) et de la souris sylvestre (2007) selon le milieu (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) et la saison (printemps et été). Les différentes lettres (a, b et c) au-dessus représentent les différences significatives ($p < 0,05$).....21
- Figure 3. Moyennes du nombre de captures par 100 nuits-trappes (a, b et c) et de la richesse spécifique (d, e, f et g) des micromammifères capturés aux printemps et aux étés 2006 et 2007 et dans les trois milieux à l'étude (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) situés au nord-ouest du lac Saint-Jean. Les barres d'erreurs indiquent les intervalles de confiance (95 %) et les lettres (a, b et c) au-dessus indiquent les différences significatives ($p < 0,05$).....29
- Figure 4. Moyennes (a et b) du nombre d'oiseaux, (c et d) de la richesse spécifique (d), (e et f) de la diversité (H') et (g et h) de l'équitabilité (J') dans les trois milieux à l'étude (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) situés au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 et 2007. Les barres d'erreurs indiquent les intervalles de confiance à 95 % et les différentes lettres (a, b et c) au-dessus représentent les différences significatives ($p < 0,05$).32

- Figure 5. Moyennes du nombre d'oiseaux par guildes (espèce de milieux ouverts, espèce généraliste et espèce forestière) dans les trois milieux à l'étude (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) situés au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 (a) et 2007 (b). Les barres d'erreurs indiquent les intervalles de confiance à 95% et les différentes lettres (a, b et c) au-dessus représentent les différences significatives pour chaque guildes ($p < 0,05$).33
- Figure 6. Cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) de l'assemblage des espèces de micromammifères capturées en pinède et en forêt/bleuet au nord-ouest du lac Saint-Jean à l'été 2006 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les données (a) de présence-absence et (b) d'abondances absolues.35
- Figure 7. Cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) de l'assemblage des espèces aviaires recensées en pinède, en forêt/bleuet et en bleuetière au nord-ouest du lac Saint-Jean en 2006 et 2007 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les données de présence - absence (a et c) et d'abondances absolues (b et d).....39

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1. Liste des espèces (excluant celles dont le territoire excédait cinq hectares et les fringillidés), guildes des espèces et nombre de spécimens aviaires recensés en 2006 et en 2007 dans les 45 stations à l'étude situées en bleuetières conventionnelles (B), en forêts/bleuets (F) et en pinèdes grises (P)..... 69
- Annexe 2. Liste des espèces et nombre de captures (Nb) de micromammifères recensés en 2006 et 2007 dans les 45 stations à l'étude situées en bleuetières conventionnelles (B), en forêts/bleuets (F) et en pinèdes grises (P). 70

1. INTRODUCTION

Grâce à la présence d'éléments nutritifs et nutraceutiques, le bleuët sauvage (*Vaccinium myrtilloides*, Michaux et *V. angustifolium*, Aiton) a acquis une notoriété mondiale et offre des perspectives économiques intéressantes (Gouvernement du Québec 2005). En 2008, la production québécoise de bleuëts se chiffrait à 29,9 Mkg, ce qui représentait des revenus de plus de 45,4 millions de dollars dont la majorité (78,0 %) provenait des bleuëtières aménagées (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec 2008). Le bleuët sauvage est semi-cultivé dans des bleuëtières conventionnelles allant de 1 ha à plus de 2500 ha (P. Lavaute, communication personnelle, 2009) où des procédés culturaux (p. ex., traitement herbicide, fertilisation, fauchage, brûlage, pollinisation) assurent l'optimisation de sa production et de sa récolte (Gouvernement du Québec 2002). Afin de développer l'exploitation du bleuët et de permettre l'accès aux producteurs à des territoires jusqu'ici réservés à l'industrie forestière (p. ex., sous Contrat d'Aménagement et d'Approvisionnement Forestier), un aménagement alternatif à la bleuëtière de type conventionnel a été créé au Québec (Gouvernement du Québec 2002). Nommé forêt/bleuët, il comprend l'établissement de bandes permanentes de production de bleuëts (60 m ou 45 m de largeur) assujetties aux traitements agricoles habituels, alternées de bandes de forêts (42 m ou 60 m de largeur) vouées à la production intensive de bois (Corporation d'Aménagement Forêt Normandin 2006). Dans le but de maintenir un rendement forestier (qualité et volume) équivalent à une forêt naturelle de même superficie, les bandes forestières sont aménagées de façon intensive. Ces dernières

sont séparées en trois parties longitudinales équivalentes, soient des sous-bandes de 14 m ou 20 m de largeur et l'une des trois est récoltée à tous les 17 ans. Des travaux sylvicoles tels que le reboisement, le dégagement de plantation et la récupération de chablis contribueront à l'atteinte des objectifs de rendements forestiers.

Cet aménagement présenterait certains avantages pour l'agriculture du bleuet en réduisant l'érosion au sol, en augmentant la présence d'insectes pollinisateurs et en favorisant l'accumulation de neige qui pourrait permettre de diminuer les risques de gels (Gouvernement du Québec 2002). En préservant des bandes forestières résiduelles, des avantages environnementaux sont également envisagés, comme le maintien d'une biodiversité davantage représentative de la forêt naturelle que celle retrouvée en bleuetière conventionnelle. En effet, Darveau et al. (1995), Whitaker et Montevecchi (1997) et Schmiegelow et al. (1997) ont observé que la forêt résiduelle laissée après coupe peut procurer un habitat refuge pour les populations d'oiseaux. Présentement, peu d'études au Québec ont été réalisées sur la faune associée aux peuplements de pins gris (*Pinus banksiana* Lambert), lieux prisés pour l'aménagement de bleuetières conventionnelles et de forêts/bleuets. Les pinèdes grises situées sur des sites au relief plat, bien drainés et constitués de sables offrent des qualités intéressantes pour la culture du bleuet. Cet écosystème fait l'objet de pressions anthropiques importantes particulièrement dans la région du Saguenay—Lac-Saint-Jean avec 23 570 ha aménagés pour la culture de bleuets de type conventionnel (ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec 2009). Par ailleurs, la paruline à gorge grise (*Oporornis agilis* Wilson), une espèce

rare et peu connue (Pitocchelli et al. 1997), semble occuper particulièrement cet habitat au Québec (Ibarzabal et al. 1995).

Des évidences empiriques démontrent que la perte d'habitat (p.ex., conversion de la forêt en zone agricole) constitue une des menaces les plus sévères pour la biodiversité. Par ailleurs, les pratiques forestières (p. ex., récoltes, éclaircies), en modifiant les écosystèmes forestiers (Ostlund et al. 1997), amènent des changements majeurs au sein des communautés fauniques (Drapeau et al. 2000; Imbeau et al. 2001; Thompson et al. 2003). La fragmentation de l'habitat qui regroupe les effets de bordure, de la taille des fragments et d'isolation des habitats (Andrén 1994; Fahrig 2003) contribue à exacerber les impacts de la pure perte d'habitat en produisant des déclinés encore plus importants des populations (Bender et al. 1998; Haila 2002).

La fragmentation de l'habitat réduit le succès reproducteur d'espèces aviaires notamment en affectant le succès d'appariement des oiseaux (Villard et al. 1993; Hagan et al. 1996; Huhta et Jokimaki 2001) et en augmentant la prédation des nids (Gates et Gysel 1978; Bayne et Hobson 1997) qui est expliquée généralement par une présence accrue des prédateurs dans les fragments résiduels (Andrén 1992; Hannon et Cotterill 1998; Ibarzabal et Desrochers 2004). L'éclatement de la forêt peut contribuer à accroître la proportion de nids parasités (Robinson et al. 1995) et il force les oiseaux forestiers à parcourir de plus longues distances, sous couvert forestier, afin d'éviter les milieux ouverts (Bélisle et Desrochers 2002). La plupart de ces effets sont plus sévères et clairs dans les terres

converties pour la production agricole que dans les systèmes forestiers aménagés pour la production de matière ligneuse (Bayne et Hobson 1997; Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Certains auteurs (Gates et Gysel 1978; Ibarzabal et Desrochers 2004) mentionnent même que les fragments résiduels pourraient agir comme des trappes écologiques pour les oiseaux car ces derniers représentent des habitats intéressants pour des espèces prédatrices de nid.

En produisant une perte nette d'habitat (agriculture du bleuet), une modification (récoltes forestières, éclaircies) et une fragmentation (création de bandes forestières et subdivision de celles-ci) de ce dernier, l'aménagement forêt/bleuet saura-t-il préserver une faune représentative de celle retrouvée dans la pinède grise comparativement à la bleuetière conventionnelle? Les objectifs de l'étude sont de déterminer à court terme, à l'échelle du peuplement, si 1) la présence d'espèces aviaires et de micromammifères, 2) la diversité de ces espèces et 3) l'assemblage de ces communautés sont similaires dans la pinède grise, la bleuetière conventionnelle et la forêt/bleuet. Nous prédisons que la forêt/bleuet permettra de retenir des communautés fauniques davantage similaires à la pinède grise que la bleuetière conventionnelle.

2. MÉTHODES

2.1 Site à l'étude

L'étude s'est déroulée au nord-ouest du lac Saint-Jean, dans la province de Québec (48°50'N, 72°37'W), plus précisément dans les plaines du lac Saint-Jean et le contrefort du plateau laurentien (figure 1). L'aire d'étude était caractérisée par une mosaïque péri-rurale où l'agriculture chevauchait les zones forestières. L'altitude variait entre 150 m et 280 m. Les peuplements forestiers étaient dominés par le pin gris et l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) BSP), toutefois le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michaux) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marshall) étaient également présents. La strate arbustive était composée majoritairement d'aulnes (*Alnus* spp.) et de cerisiers de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* Linné f.) et la strate d'éricacées était constituée de kalmias à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia* Linné), de bleuets et de lédons du Groënland (*Ledum groenlandicum* Oeder).

2.2 Dispositif expérimental

À l'été 2006, l'étude comptait 10 stations sous aménagement forêt/bleuet, 20 stations en pinède grise (pinède) et 15 stations en bleuetière conventionnelle (bleuetière). À l'automne 2006, cinq stations établies en pinède ont été aménagées en forêt/bleuet pour obtenir 15 stations par milieu à l'été 2007. Les stations en pinède et en bleuetière ont été situées le plus près possible des secteurs expérimentaux de forêt/bleuet et réparties autour de ces derniers afin de permettre une comparaison la plus juste possible (figure 1).

L'ensemble des stations d'inventaires se situait dans un rayon de moins de 30 km. Elles ont été positionnées manuellement sur la carte de façon à obtenir une distance d'au moins 300 m entre les stations et ont été situées au centre des aménagements de type forêt/bleuet, des bleuetières et des pinèdes.

Les aménagements de type forêt/bleuet ont été réalisés principalement en 2005 et en 2006 et couvraient entre 4 ha et 31 ha. Les stations en forêt/bleuet et en pinède sont situées dans des peuplements de pins gris faisant partie des strates d'âge 30 ou 50 ans d'après les polygones forestiers numériques du troisième décennal du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Les sites en pinède grise ont été sélectionnés pour leurs caractéristiques biophysiques offrant un potentiel intéressant de mise en production de bleuets. Ces sites étaient plats et établis sur des dépôts éoliens ou fluvioglaciers formés principalement de sable et où le bleuetier était présent. Les stations en bleuetière conventionnelle ont été implantées sur des sites exploités depuis plusieurs années et dont la superficie variait de 400 à 600 ha. Dans certains cas, des corridors boisés (8 m à 15 m de largeur) étaient conservés ou plantés et agissaient comme haies brise-vent.

Chaque unité d'échantillonnage (station) représente une grille de trappes de micromammifères, un point d'écoute aviaire et une station de végétation comprenant six sous-stations (figure 1). Elles ont été considérées comme des unités expérimentales pour les analyses statistiques.

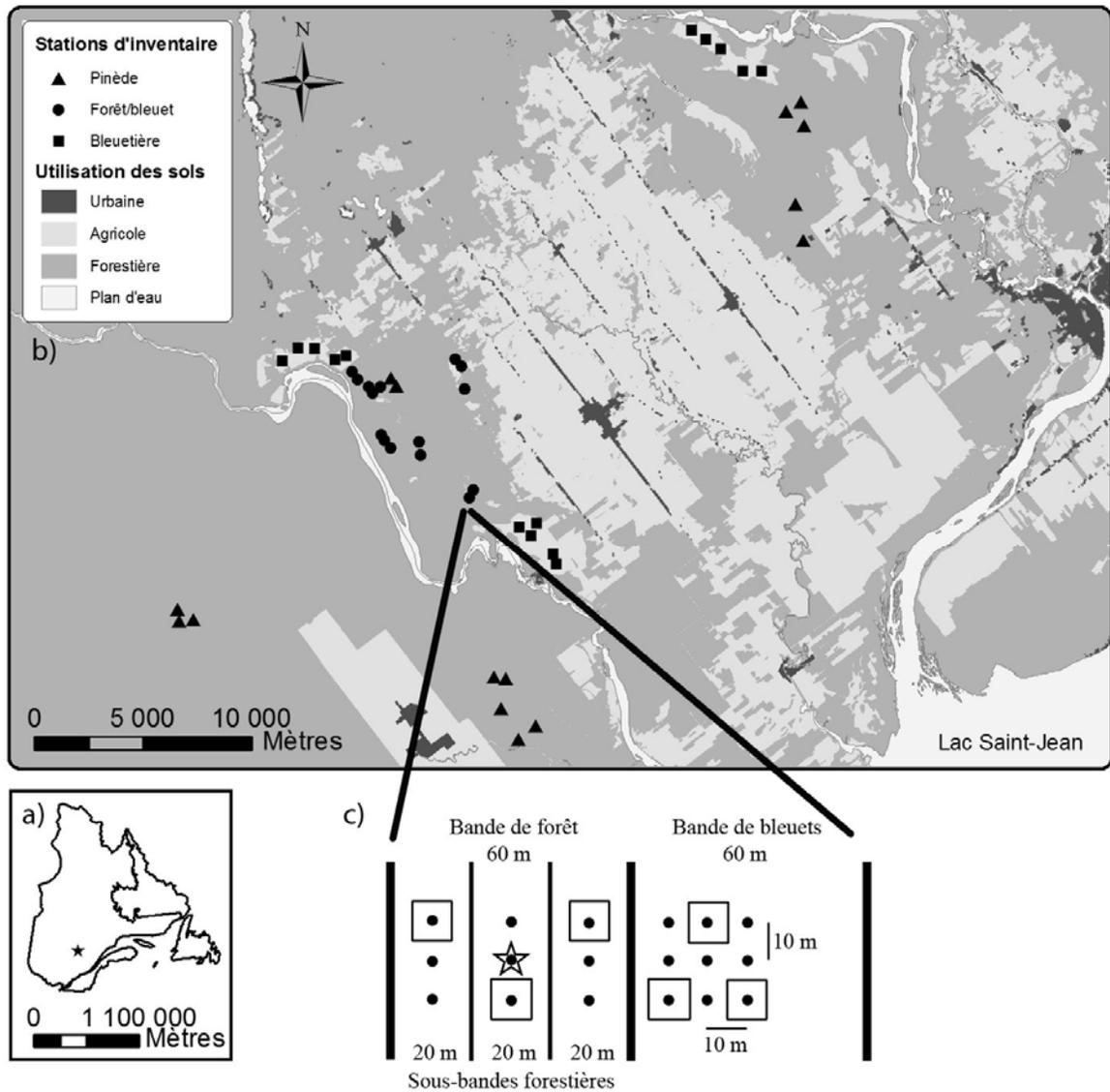


Figure 1. Localisation du site à l'étude (a), localisation des stations d'inventaire (b) et exemple d'une unité d'échantillonnage de micromammifères (grille de trappes ; 18 cercles fermés), d'oiseaux (point d'écoute ; 1 étoile) et de végétation (sous-station ; 6 carrés ouverts) en forêt/bleuet dont les bandes de forêt et de bleuets sont de 60 m.

2.3 Inventaires

2.3.1 Micromammifères

La capture mortelle de micromammifères s'est déroulée en 2006 et 2007, au printemps (31 mai au 15 juin 2006 et 22 mai au 7 juin 2007) et à la fin de l'été (12 septembre au 28 septembre 2006 et 15 août au 30 août 2007). L'utilisation de trappes mortelles (Museum Special^{MD} et Victor^{MD}) a permis l'identification précise des spécimens à l'aide de la clé d'identification de Lupien (2002) basée sur les caractéristiques morphologiques des spécimens, dont celles de leur voûte palatine. À chaque période de trappage, les 45 grilles de trappes ont été relevées à toutes les 24 h pendant trois jours consécutifs. Les stations en forêts/bleuets, en bleuetières conventionnelles et en pinèdes grises ont été appariées pour assurer l'échantillonnage simultané des trois types de milieux afin de diminuer les biais environnementaux sur le nombre de captures. Chaque grille comptait 3 x 6 sous-stations (figure 1) où deux trappes mortelles (36 trappes / grille) distancées d'un mètre étaient installées pour un total de 108 nuits-trappes par grille pour chaque période d'échantillonnage. Dans le cas des stations en forêt/bleuet, la moitié des trappes était disposée dans la bande forestière et l'autre moitié était située dans la bande de bleuets. Pour ce faire, trois sous-stations distancées de 10 m étaient placées dans chaque sous-bande forestière. Afin de situer ces trois sous-stations au centre de chaque sous-bande forestière, la distance entre les sous-stations de sous-bandes forestières différentes était adaptée à la largeur des bandes de forêt, c'est-à-dire distancées de 14 m ou de 20 m. Dans la bande de bleuets, les sous-stations ont été distancées de 10 m chacune. En pinède grise et

en bleuétière conventionnelle, le même patron a été reproduit en tirant aléatoirement l'orientation de la grille et la distance inter-stations (14 ou 20 m) pour la moitié des stations. Les trappes ont été appâtées avec du beurre d'arachides. Dans le but d'exercer une attraction équivalente pendant la période de trappage, l'appât a été ajouté ou changé lors des relevés lorsque cela s'avérait nécessaire. Les spécimens capturés ont été congelés et identifiés en laboratoire. La manipulation des pièges et des spécimens a été réalisée selon le Protocole d'utilisation des animaux (N^o R87-07) de l'Université du Québec à Chicoutimi approuvé par le Comité institutionnel de protection des animaux.

L'abondance relative des micromammifères a été calculée par grille en utilisant l'indice d'abondance standardisée (nombre de captures par 100 nuits-trappes). Suivant Nelson et Clark (1973), les trappes désamorçées ont été comptabilisées comme étant une moitié de l'intervalle de trappage. Toutes les espèces ont été conservées pour les analyses de diversité et d'assemblage.

2.3.2 Oiseaux

L'occurrence des espèces aviaires a été estimée avec la méthode par point d'écoute jumelée à l'appel d'espèces et à une séance de houspillage de mésanges (*Poecile sp.*) afin d'obtenir un recensement supérieur des espèces et un plus grand nombre de contacts visuels (Gunn et al. 2000). Les observateurs expérimentés devaient rapporter les positions de tous les oiseaux vus ou entendus dans un rayon de 100 m. En forêt/bleuet, les points d'écoute

étaient situés au centre des bandes forestières (figure 1) et couvraient ainsi la bande forestière et une partie des bandes de bleuets situées de chaque côté. Les dix premières minutes étaient consacrées à l'écoute passive. Par la suite, on procédait à l'émission de cris et de tambourinage du pic à dos noir (*Picoides arcticus* Swainson), une espèce souvent peu vocale et du chant de la paruline à gorge grise, une espèce rare qui fréquente particulièrement les peuplements de pins gris au Québec (Ibarzabal et al. 1995). L'enregistrement de chaque espèce était émis pendant trois périodes de 20 secondes espacées de silences de 15 secondes à l'aide d'un haut-parleur de 10 W situé au centre de la parcelle. Un enregistrement de houpillage de mésanges et de sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis* Linnaeus) de cinq minutes était ensuite amorcé. Les cinq dernières minutes étaient consacrées à l'écoute passive des espèces non détectables pendant la période de houpillage. Chaque point d'écoute durait ainsi 25 minutes. Chaque station a été visitée à trois reprises entre 4 : 30 et 9 : 00 en 2006 (6 juin au 3 juillet) et en 2007 (4 au 23 juin). Les visites n'ont pas été effectuées lors de pluie abondante ou de vents forts afin de minimiser les biais liés à la détection. L'ordre d'inventaire des stations différait d'une visite à l'autre afin de minimiser les biais associés aux changements de l'activité vocale au long de la période de nidification (Imbeau et al. 1999).

Les espèces dont le territoire excédait cinq hectares selon *The Birds of North America* (Poole 2005) et l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec (Gauthier et Aubry 1995) et les espèces faisant partie de la famille des fringillidés ont été retirées des analyses statistiques. Ceci a permis de limiter la pseudoréplication spatiale en réduisant la possibilité

de détecter un même individu dans plusieurs stations d'écoute. Les individus en vol et ceux n'ayant pas été identifiés à l'espèce ont également été éliminés. Le nombre d'individus le plus élevé par espèce parmi les trois visites annuelles effectuées a été utilisé pour les analyses de diversité et d'assemblage des communautés.

2.3.3 Végétation et données solaires

La végétation a été caractérisée à chaque unité d'échantillonnage à l'aide de six sous-unités de 10 m x 10 m (figure 1). Ces sous-unités ont été réparties de manière à couvrir la bande de bleuets et les trois sous-bandes forestières dans le cas des stations situées en forêt/bleuet. Les arbres morts ou vivants de 8 cm et plus de DHP (diamètre hauteur poitrine) ont été dénombrés. L'essence et le DHP ont été notés et le stade de dégradation des tiges a été évalué à partir des huit classes de Bergeron et al. (1997). Les tiges classées de 4 à 8 ont été désignées comme des chicots. Le pourcentage de territoire où les tiges arborescentes étaient récoltées (% récolte) a été estimé dans un rayon de 100 m autour de chaque station d'inventaire à l'aide d'Arc GIS version 9.3 (ESRI 2008). Les superficies aménagées en bleuetière et les sous-bandes forestières coupées étaient considérées comme territoire récolté. Le nombre de minutes écoulées entre le lever du soleil et le début du point d'écoute (tps) a été calculé à partir de l'heure du lever du soleil diffusée par Météo média (2008) avec Roberval comme ville de référence.

2.4 Analyses statistiques

2.4.1 Analyse d'abondance

Un modèle mixte (méthode REML) à deux facteurs (milieu, saison et milieu x saison) avec station comme effet aléatoire a été utilisé pour comparer l'abondance standardisée des espèces de micromammifères les plus communes (espèces détectées dans 15 stations et plus par année), soit le campagnol à dos roux de Gapper (*Myodes gapperi* Vigors; 2006 et 2007) et la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus* Wagner; 2007). Lorsque le milieu ou l'interaction était significative, le test de comparaisons multiples de la différence significative (test de Tukey) a été employé ($p < 0,05$). Le nombre de captures par 100 nuits-trappes a dû être transformé (transformation racine carrée) pour répondre aux conditions d'utilisation de l'analyse. La normalité des résidus, la normalité des effets aléatoires et l'homogénéité des variances ont été confirmées par l'examen graphique des résidus et des estimés des effets aléatoires (Quinn et Keough 2002). Ces analyses ont été réalisées à partir du logiciel JMP® version 7 (SAS Institutes Inc. 2007).

2.4.2 Modèle d'occupation de sites

La non-détection d'une espèce à un site n'implique pas que l'espèce y est absente. Afin de vérifier l'effet de sources potentielles d'hétérogénéité dans la probabilité de détection des espèces aviaires, nous avons estimé simultanément la probabilité d'occupation (Ψ) et la probabilité de détection (p) à partir des modèles d'occupation de sites de MacKenzie et al. (2002; 2006). Les modèles d'occupation de sites sont basés sur la

fonction de vraisemblance et supposent un état d'occupation constant aux sites de la première à la dernière visite. Dans le cas présent, cette population fermée correspond à la période de reproduction des espèces aviaires présentes aux stations à l'étude où des mesures répétées de présence-absence (3 visites) ont été réalisées. La détection des oiseaux pour chaque station a été codée avec 1 (espèce détectée) ou 0 (espèce non détectée) à chaque visite et constitue l'historique de détection.

Seules les espèces observées dans 15 stations et plus ont été sélectionnées pour ces analyses effectuées à l'aide du logiciel PRESENCE version 2.2 (Hines 2008). Pour ces espèces, 21 modèles candidats ont été développés à partir de covariables pouvant influencer l'occupation ou la détection des espèces aviaires (tableau 1). L'auto-corrélation des covariables sélectionnées a été vérifiée à partir du logiciel JMP ® version 7 avec un seuil de signification de $p < 0,05$. Les covariables corrélées ont été éliminées ($r \geq 0,7$). Le traitement, représenté par le pourcentage de récolte dans 100 m de rayon autour du point d'écoute (récolte) et la fonction quadratique du pourcentage de récolte (récolte²) ont été retenus comme covariables de sites (constantes à travers le temps) pouvant influencer l'occupation. Puisque dans la forêt boréale de pins gris, la présence de plusieurs migrateurs néotropicaux est associée aux attributs de forêt mixte (Kirk et Hobson 2001), le pourcentage de tiges arborescentes feuillues (feuill) a été ajouté comme covariable d'occupation. Dans le cas de la sittelle à poitrine rousse, le pourcentage de tiges arborescentes feuillues a été remplacé par le nombre de chicots (chicot) car cette espèce est associée à la présence de ceux-ci (Mills et al. 2000). Le pourcentage de récolte dans 100 m

de rayon autour du point d'écoute (récoltep), l'observateur (obs), le jour julien (jj) et le nombre de minutes depuis le lever du soleil (tps) ont été inclus dans l'analyse comme covariables pouvant affecter la détection. L'observateur et le taux de chants émis par les oiseaux qui peut varier avec le temps écoulé depuis le lever du soleil et l'avancement de la saison de reproduction agissent sur la détection des oiseaux (Alldredge et al. 2007), de même que la structure de l'habitat (Gonzalo-Turpin et al. 2008). Dans certains modèles, les paramètres d'occupation (Ψ) et de détection (p) sont constants (.). Les variables continues ont été réduites en soustrayant la moyenne à chaque valeur afin d'éviter les problèmes d'estimation (Mackenzie et al. 2006). La covariable observateur a été codée comme variable nominale, soit 0 ou 1 selon l'observateur.

En raison de la taille de notre effectif et de l'historique de détection de certaines espèces, certains des modèles déterminés a priori n'ont pu être estimés correctement et ont donc dû être retirés de nos analyses (p. ex., obtention d'erreurs standards (ES) pour les estimés des paramètres anormalement élevées, impossibilité pour le logiciel d'estimer certains paramètres, mauvais ajustement du modèle). Pour chaque espèce, le choix du meilleur modèle a été réalisé à partir de l'approche de la théorie de l'information tel que suggéré par Burnham et Anderson (2002). Le critère d'information d'Akaike pour petit échantillons (AICc) et ses mesures du degré de preuve associées (Δ AICc et poids d'AICc) ont permis d'identifier le modèle perdant le moins d'information tout en étant parcimonieux. Le modèle avec le plus petit AICc est le meilleur parmi les modèles candidats et ce, selon les données utilisées. Lorsque plusieurs modèles étaient en

compétition pour la première place ($\Delta AICc \leq 2$), l'inférence multi-modèle a été utilisée. Dans ce cas, les estimés des covariables et leur précision (erreur standard) ont été pondérés avec le poids d'Akaike (estimé pondéré et erreur standard inconditionnelle). Le calcul des intervalles de confiance (95%) a permis de déterminer si l'effet de la covariable était différent de zéro (Mazerolle 2006).

L'ajustement des modèles les plus complexes a été examiné à partir du paramètre de dispersion (\hat{c}) calculé par bootstrap paramétrique avec 10 000 itérations. Dans le cas de surdispersion ($\hat{c} > 1,1$), l'AICc a été modifié (QAICc) en utilisant le plus petit \hat{c} des sous-modèles globaux et l'erreur standard des estimés a été ajusté par $\sqrt{\hat{c}}$ (Burnham et Anderson 2002). Les plus petits \hat{c} des sous-modèles globaux ont varié entre 1,16 et 1,58.

2.4.3 Analyse de diversité

Dans le cas des micromammifères, un modèle mixte (REML) à deux facteurs (milieu, saison et milieu x saison) avec station comme effet aléatoire a été utilisé pour comparer le nombre de captures par 100 nuits-trappes et la richesse spécifique (nombre d'espèces) en 2006 et en 2007. Seuls ces indices de diversité ont été employés car le nombre de captures de micromammifères était faible et même nul dans certaines stations. Le nombre de captures par 100 nuits-trappes (2006 et 2007) a été transformé avec la fonction racine carrée afin de répondre aux prémisses de l'analyse.

Dans le cas de l'avifaune, l'analyse de variance (ANOVA) à un facteur (milieu) a permis de comparer, en 2006 et en 2007, le nombre d'individus, l'indice de la richesse spécifique de Margalef ($d : S-1/\log N$), l'indice de diversité de Shannon-Wiener ($H' : \log_e$) et l'indice d'équitabilité de Pielou ($J' : H'/\log S$). Ces indices ont été calculés à partir du logiciel PRIMER version 5 (Clarke et Gorley 2001). L'indice de diversité de Shannon-Wiener est à son plus bas lorsque tous les spécimens appartiennent à une même espèce ou lorsqu'il y a une espèce qui domine et que les autres espèces sont représentées par un seul individu. À l'opposé, cet indice est à son maximum lorsque la répartition des spécimens est équivalente pour toutes les espèces. L'équitabilité varie entre 0 et 1, elle est maximale lorsque l'abondance des espèces est identique et minimale lorsqu'une espèce domine le groupe. Par ailleurs, le nombre d'individus par guildes : 1) espèce de milieux ouverts, 2) espèce généraliste et 3) espèce forestière (annexe 1) a été comparé. Nous avons défini les trois guildes d'oiseaux d'après leur utilisation des milieux ouverts non forestiers et de la forêt à partir d'études précédentes (Darveau et al. 1995; Whitaker et Montevicchi 1999) et des informations sur l'habitat des espèces (Gauthier et Aubry 1995; Poole 2005). Les données d'équitabilité (2006 et 2007) ont dû être transformées avec la fonction arc-sinus de la racine carrée.

Le test de comparaisons multiples de la différence franchement significative (test de Tukey) a été employé pour déterminer quels milieux étaient significativement différents ($p < 0,05$). La normalité des résidus, la normalité des effets aléatoires (REML) et l'homogénéité des variances ont été confirmées par l'examen graphique des résidus et des

estimés des effets aléatoires (Quinn et Keough 2002). Ces analyses ont été réalisées à partir du logiciel JMP version 7 (SAS Institutes Inc. 2007).

2.4.4 Assemblage des communautés

Nous avons employé les méthodes d'analyses multivariées présentées par Clarke et Warwick (1994) pour comparer la similarité de l'assemblage des communautés de micromammifères et d'oiseaux entre les milieux et cela pour chaque année d'inventaire. Le logiciel PRIMER version 5 (Clarke et Gorley 2001) a été utilisé. Toutefois, dans le cas des micromammifères, le faible nombre de captures a permis de réaliser l'analyse d'assemblage des communautés uniquement pour l'été 2006 et seulement entre la forêt/bleuet et la pinède grise. L'indice de Bray-Curtis a été sélectionné pour estimer la similarité entre chaque paire de sites. L'analyse a été réalisée à partir d'une matrice de données transformées en présence - absence et de la matrice de données d'abondance absolue non transformée. La première matrice permet de comparer l'assemblage des espèces en ce qui concerne la composition et la deuxième permet de tenir compte de l'abondance des espèces. La différence d'assemblage entre les milieux a été représentée à l'aide d'un cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) à partir des mesures de similarité. L'analyse de similarité (ANOSIM) à un facteur (milieu), le test de comparaisons paires ($p < 0,05$) et leur valeur statistique de R (999 permutations) associée ont permis de tester si la différence de similarité était significative entre les milieux et de déterminer quels milieux étaient significativement différents. Des valeurs statistiques de R élevées indiquent des groupes

très différents et des valeurs statistiques de R faibles révèlent des groupes similaires. La contribution de chaque espèce pour l'assemblage intragroupe (milieu) a été estimée à partir des analyses SIMPER.

3. RÉSULTATS

Dix espèces de micromammifères ont été inventoriées lors des quatre périodes d'échantillonnage réalisées en 2006 et en 2007 (annexe 2). Au total, 465 spécimens ont été capturés et identifiés à l'espèce avec un effort de captures de 18 173 nuits-trappes. Le campagnol à dos roux de Gapper et la souris sylvestre étaient les espèces les plus souvent recensées avec 255 et 84 spécimens capturés respectivement.

L'inventaire par point d'écoute réalisé en 2006 et 2007 a permis de dénombrer 38 espèces d'oiseaux (annexe 1). L'espèce la plus commune était le junco ardoisé (*Junco Hyenalis* Linnaeus) avec 136 individus recensés, suivi de la paruline à joues grises (*Vermivora ruficapilla* Wilson; 89), de la mésange à tête noire (*Poecile atricapillus* Linnaeus; 81) et de la paruline à croupion jaune (*Dendroica coronata* Linnaeus; 81). En ce qui concerne la paruline à gorge grise dont les chants ont été émis lors des points d'écoute, 20 individus ont été dénombrés en 2006 (8 en forêt/bleuet et 12 en pinède) et 5 en 2007 (1 en forêt/bleuet et 4 en pinède).

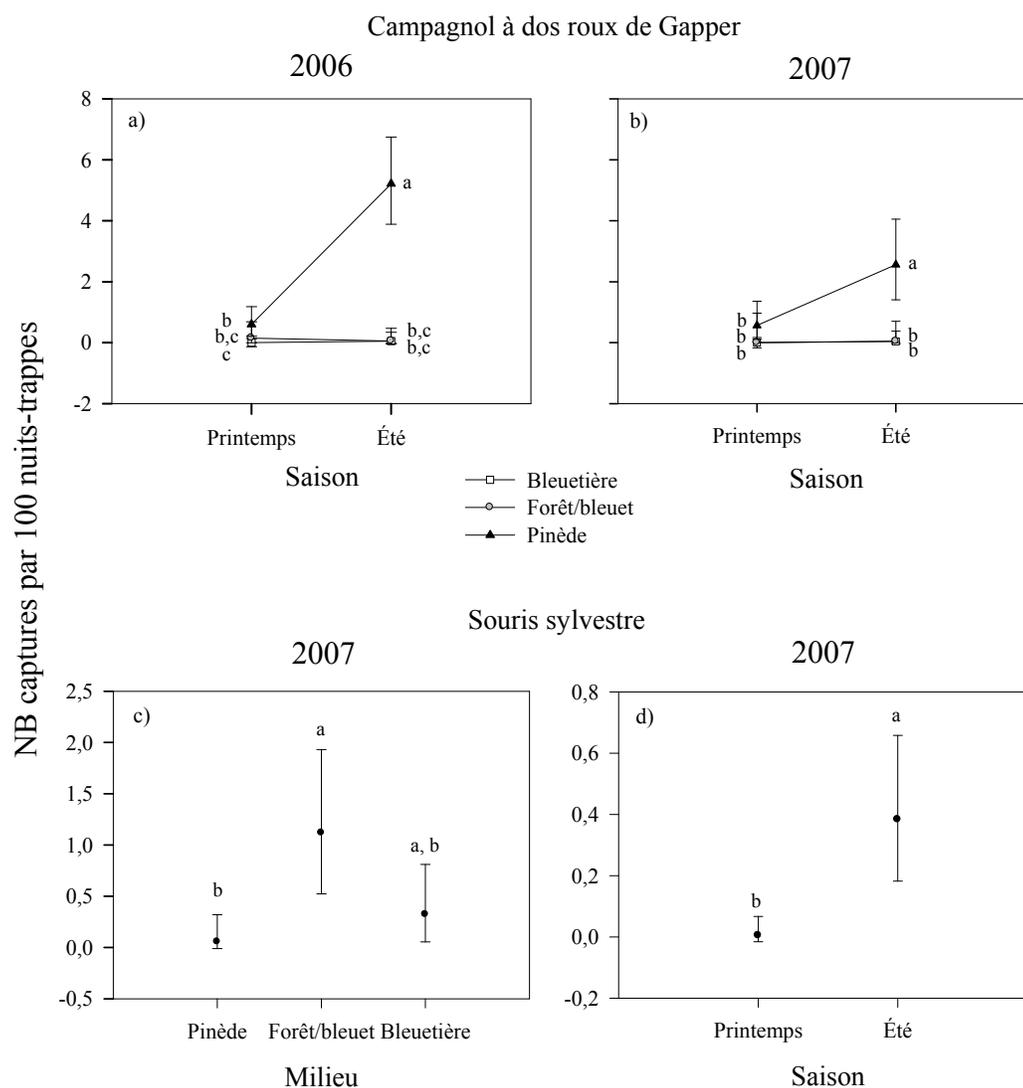
3.1 Abondance et occupation

3.1.1 Micromammifères

L'interaction entre le milieu et la saison était significative pour le nombre de captures de campagnols à dos roux de Gapper par 100 nuits-trappes en 2006

($F = 18,873$; $dl = 2$; $p < 0,001$) et en 2007 ($F = 5,254$; $dl = 2$; $p = 0,009$). Pour ces deux années, le nombre de captures de campagnols à dos roux de Gapper dans la pinède en été était supérieur aux autres milieux et saisons (figure 2a et b). Au printemps 2006, son abondance était plus faible en bleuetière qu'en pinède grise (figure 2a). En 2007, le nombre de captures de souris sylvestre différait selon le milieu ($F = 6,1243$; $dl = 2$; $p = 0,003$; figure 2 c) et la saison ($F = 17,030$; $dl = 1$; $p < 0,001$; figure 2d).

Figure 2. Moyennes du nombre de captures par 100 nuits-trappes (\pm intervalle de confiance à 95 %) du campagnol à dos roux de Gapper (2006 et 2007) et de la souris sylvestre (2007) selon le milieu (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) et la saison (printemps et été). Les différentes lettres (a, b et c) au-dessus représentent les différences significatives ($p < 0,05$).



3.1.2 Oiseaux

Selon l'espèce et l'année, de 0 à 17 modèles candidats ont dû être supprimés des analyses d'occupation de sites (tableau 1). Les modèles 12 et 17 ont été les plus souvent supprimés (12 reprises) suivis des modèles 7 et 16 (11 reprises). Les modèles candidats $\Psi(.)p(\text{Récolte}p)$ et $\Psi(\text{Récolte}p)(.)$ ont été ceux les plus fréquemment rangés parmi les meilleurs modèles équivalents ($AICc < 2$), soit à sept et à six reprises respectivement.

Ce sont les covariables en détection (récoltep, jj, tps et obs) qui ont eu le plus souvent un effet, c'est-à-dire qu'elles avaient des estimés dont l'intervalle de confiance excluait zéro (tableau 2). La détection du bruant à gorge blanche (2007 : récoltep = -2,267), de la paruline à joues grises (2006 : récoltep = -2,863), du roitelet à couronne rubis (2007 : récoltep = -2,281), de la sittelle à poitrine rousse (2007 : récoltep = -2,218) et du viréo à tête bleue (2006 : récoltep = -2,529 et 2007 : récoltep = -1,924) était moindre dans les sites plus ouverts. Plus la saison avançait, plus la détection du bruant à gorge blanche (2006 : jj = 0,098) augmentait, tandis que celle de la mésange à tête noire (2007 : jj = -0,089) diminuait. L'augmentation du temps depuis le lever du soleil diminuait la détection de la paruline à joues grises (2007 : tps = -0,011) et de la paruline à croupion jaune (2007 : tps = -0,009) et la covariable observateur avait un effet sur la détection de la paruline à joues grises (2007 : obs = 1,466).

Parmi tous les modèles en compétition en 2006 et 2007 pour l'ensemble des espèces, c'est la covariable pourcentage de récolte (récolte) en occupation qui est la plus souvent présente parmi les modèles plausibles retenus (10 reprises; tableau 2). Le pourcentage de récolte influençait négativement l'occupation de la paruline à joues grises (récolte = -3,611) et de la paruline à croupion jaune (récolte = -15,060). Quant aux autres covariables testées en occupation, soit l'effet quadratique du pourcentage de récolte (récolte²), le pourcentage de tiges feuillues (feuille) et le nombre de chicots (chicots), elles n'avaient pas d'effet pour les espèces analysées.

Tableau 1. Delta du critère d'information d'Akaike ($\Delta AICc$) pour la sélection des meilleurs modèles ($\Delta AICc < 2$) incluant les paramètres d'occupation (Ψ) et de détection (p) pour les 10 espèces aviaires observées dans 15 stations et plus ($N = 45$ stations d'échantillonnage) au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 et 2007.

N°	Modèle ^a	Bruant à gorge blanche		Grive solitaire		Junco ardoisé		Mésange à tête noire		Paruline à croupion jaune	
		2006	2007 ^c	2006	2007	2006	2007	2006 ^d	2007	2006 ^e	2007
1	$\Psi(.)p(.)$	7,51	0,98	20,07	11,66	0,00	0,93	19,86	25,42	34,99	
2	$\Psi(.)p$ (Récoltep)	0,00	3,25	9,56	9,14	1,28	0,00	15,01	-	5,87	
3	$\Psi(.)p$ (Obs)	7,57	2,27	19,62	9,21	1,50	0,56	21,98	24,10	35,20	
4	$\Psi(.)p$ (JJ)	1,05	3,29	20,79	11,96	1,52	3,16	17,72	27,61	36,60	
5	$\Psi(.)p$ (Tps)	9,80	3,09	22,32	9,06	2,06	2,39	21,66	27,81	32,54	
6	Ψ (Récolte) $p(.)$	-	2,63	0,00	1,10	-	0,45	3,93	1,35	4,17	
7	Ψ (Récolte) p (Récoltep)	-	2,50	-	3,48	-	-	6,13	-	-	
8	Ψ (Récolte) p (Obs)	-	3,91	-	0,00	-	0,11	6,17	0,00	4,74	
9	Ψ (Récolte) p (JJ)	-	5,05	0,24	1,77	-	2,78	1,99	3,63	5,94	
10	Ψ (Récolte) p (Tps)	-	4,93	2,41	0,04	-	2,00	6,31	30,35	0,00	
11	Ψ (Récolte, Feuil) $p(.)$	-	4,04	-	3,48	-	2,30	13,12	-	6,25	
12	Ψ (Récolte, Feuil) p (Récoltep)	-	6,64	-	5,95	-	-	12,67	-	-	
13	Ψ (Récolte, Feuil) p (Obs)	-	5,38	-	2,24	-	2,11	15,55	-	6,96	
14	Ψ (Récolte, Feuil) p (JJ)	-	6,55	-	4,22	-	4,76	11,09	-	8,16	
15	Ψ (Récolte, Feuil) p (Tps)	-	6,58	-	2,54	-	4,05	15,37	-	2,31	
16	Ψ (Récolte, Récolte ²) $p(.)$	-	0,00	-	-	-	-	2,39	-	6,31	
17	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (Récoltep)	-	2,67	-	4,92	-	-	3,86	-	-	
18	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (Obs)	-	1,56	-	0,98	-	-	4,62	-	6,99	
19	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (JJ)	-	2,56	-	3,19	-	-	0,00	-	8,20	
20	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (Tps)	-	2,61	-	2,08	-	-	4,91	-	2,32	
21	Ψ (Récolte, Récolte ² , Feuil) $p(.)$	-	2,39	-	5,14	-	-	1,78	-	8,50	

Tableau 1. Suite

N°	Modèle ^a	Paruline à joues grises		Roitelet à couronne dorée		Roitelet à couronne rubis		Sittelle à poitrine rousse ^b		Viréo à tête bleue	
		2006	2007	2006	2007 ^d	2006 ^d	2007	2006 ^d	2007 ^c	2006	2007
1	$\Psi (\cdot) p (\cdot)$	27,92	6,72	17,28		9,10		10,10		6,20	25,10
2	$\Psi (\cdot) p$ (Récoltep)	4,35	-	18,62		0,00		0,00		0,00	0,00
3	$\Psi (\cdot) p$ (Obs)	28,71	0,00	16,88		11,40		11,62		4,41	27,37
4	$\Psi (\cdot) p$ (JJ)	27,42	5,61	19,16		10,65		11,62		5,31	26,85
5	$\Psi (\cdot) p$ (Tps)	26,39	0,80	19,49		11,15		12,52		8,39	27,33
6	Ψ (Récolte) $p (\cdot)$	7,16	-	-		0,22		1,01		-	8,52
7	Ψ (Récolte) p (Récoltep)	5,34	-	-		-		1,94		-	-
8	Ψ (Récolte) p (Obs)	8,40	-	-		2,59		2,89		-	-
9	Ψ (Récolte) p (JJ)	6,67	-	-		2,06		2,69		-	10,45
10	Ψ (Récolte) p (Tps)	5,30	-	-		2,08		2,04		-	10,32
11	Ψ (Récolte, Feuil) $p (\cdot)$	1,92	-	0,00		2,63		1,75		-	7,65
12	Ψ (Récolte, Feuil) p (Récoltep)	0,00	-	-		-		-		-	-
13	Ψ (Récolte, Feuil) p (Obs)	3,07	-	0,47		5,13		3,95		-	10,18
14	Ψ (Récolte, Feuil) p (JJ)	1,70	-	2,09		4,60		3,64		-	9,70
15	Ψ (Récolte, Feuil) p (Tps)	0,82	-	2,50		4,62		2,89		-	9,50
16	Ψ (Récolte, Récolte ²) $p (\cdot)$	5,46	-	-		-		-		-	10,90
17	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (Récoltep)	-	-	-		2,95		-		-	-
18	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (Obs)	6,74	-	-		-		-		-	13,44
19	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (JJ)	5,03	-	-		-		-		-	12,96
20	Ψ (Récolte, Récolte ²) p (Tps)	4,09	-	-		4,46		-		-	12,83
21	Ψ (Récolte, Récolte ² , Feuil) $p (\cdot)$	-	-	1,24		5,12		-		-	-

Note: Un tiret (-) indique que le modèle a été supprimé de l'analyse dû à des erreurs standards (ES) pour les estimés de paramètres anormalement élevés, un message d'erreur à propos de l'algorithme qui n'a pas trouvé de solution ou un mauvais ajustement.

^a Les covariables pourcentage de récolte dans 100 m de rayon autour du point d'écoute (Récolte), fonction quadratique du pourcentage de récolte (Récolte²) et pourcentage de tiges arborescentes feuillues (Feuil) peuvent influencer l'occupation et les covariables pourcentage de récolte dans 100 m de rayon autour du point d'écoute (Récoltep), observateur (Obs), jour julien (JJ) et nombre de minutes depuis le lever du soleil (Tps) peuvent influencer la détection. Un point (.) indique qu'aucune covariable n'a été incluse pour ce paramètre.

^b Le pourcentage de tiges arborescentes feuillues (Feuil) a été remplacé par le nombre de chicots (Chicot).

^c Le critère d'information d'Aikaike (QAICc) a été utilisé pour corriger la surdispersion des données ($\hat{c} < 1,1$) en utilisant le plus petit \hat{c} des sous-modèles globaux (entre 1,16 et 1,58).

^d L'espèce a été observée dans moins de 15 sites pendant l'année.

Tableau 2. Estimés pondérés, erreurs standards inconditionnelles et intervalles de confiance (95%) des covariables suite à l'inférence multi-modèle pour les 10 espèces aviaires observées dans 15 stations et plus (N = 45 stations d'échantillonnage) au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 et 2007.

Espèce	Année	Covariable ^a	Estimé pondéré	ES inconditionnelle	Intervalle de confiance	
					Inf.	Sup.
Bruant à gorge blanche	2006	Récoltep ^{*b}	-2,267	0,721	-3,680	-0,854
		JJ *	0,098	0,036	0,028	0,167
	2007	Obs	-0,692	0,658	-1,982	0,597
Grive solitaire	2006	Récolte ²	-11,125	6,394	-23,657	1,406
		JJ	0,041	0,028	-0,014	0,096
	2007	Récolte	-13,250	9,842	-32,540	6,040
		Obs	-0,973	0,525	-2,003	0,056
		JJ	0,054	0,041	-0,026	0,133
		Tps	0,006	0,003	0,000	0,012
		Récolte	-12,628	8,477	-29,243	3,988
Junco ardoisé	2006	Récolte ²	-11,262	6,877	-24,740	2,217
		Obs*	-0,386	0,433	-1,235	0,464
		JJ *	0,023	0,027	-0,029	0,076
	2007	Récoltep *	1,304	0,715	-0,098	2,706
		Obs	-0,921	0,595	-2,086	0,245
		Récolte	-1,421	0,97	-3,323	0,480
Mésange à tête noire	2007	Feuil	0,022	0,035	-0,046	0,090
		JJ	-0,089	0,042	-0,172	-0,006
		Récolte	-18,845	11,136	-40,672	2,982
		Feuil	0,104	0,088	-0,069	0,277
Paruline à croupion jaune	2006	Récolte ²	-21,170	11,224	-43,169	0,828
		Obs	0,913	0,47	-0,009	1,835
		Récolte	-16,215	9,162	-34,172	1,742
	2007	Tps *	-0,009	0,004	-0,016	-0,002
		Récoltep *	-15,060	6,456	-27,714	-2,406
Paruline à joues grises	2006	Récoltep	-2,863	1,073	-4,965	-0,760
		JJ	-0,055	0,034	-0,121	0,010
		Récolte	-3,611	1,701	-6,944	-0,278
	2007	Feuil	0,163	0,174	-0,179	0,505
		Obs *	1,466	0,495	0,496	2,436
		Tps *	-0,011	0,004	-0,018	-0,003
Roitelet à couronne dorée	2006	Récolte	-13,470	8,406	-29,947	3,006
		Feuil	-0,092	0,081	-0,252	0,067
		Récolte ^{2*}	-11,507	9,293	-29,722	6,707
Roitelet à couronne rubis	2007	Récoltep	-2,281	0,835	-3,918	-0,645
		Récolte	-8,745	4,79	-18,133	0,643
Sittelle à poitrine rousse ^c	2007	Récoltep	-2,218	0,928	-4,037	-0,399
		Récolte	-9,425	5,98	-21,146	2,297
		Chicot	-0,305	0,256	-0,806	0,196
Viréo à tête bleue	2006	Récoltep *	-2,529	0,976	-4,442	-0,616
	2007	Récoltep *	-1,924	0,66	-3,218	-0,630

* L'estimé et l'erreur standard ont été calculés à partir d'un seul modèle.

^a Les covariables pourcentage de récolte dans 100 m de rayon autour du point d'écoute (Récolte), fonction quadratique du pourcentage de récolte (Récolte²) et pourcentage de tiges arborescentes feuillues (Feuil) peuvent influencer l'occupation et les covariables pourcentage de récolte dans 100 m de rayon autour du point d'écoute (Récoltep), observateur (Obs), jour julien (JJ) et nombre de minutes depuis le lever du soleil (Tps) peuvent influencer la détection. Un point (.) indique qu'aucune covariable n'a été incluse pour ce paramètre.

^b Les covariables en gras avaient des estimés dont l'intervalle de confiance excluait zéro,

^c Le pourcentage de tiges arborescentes feuillues (Feuil) a été remplacé par le nombre de chicots (Chicot).

3.2 Diversité

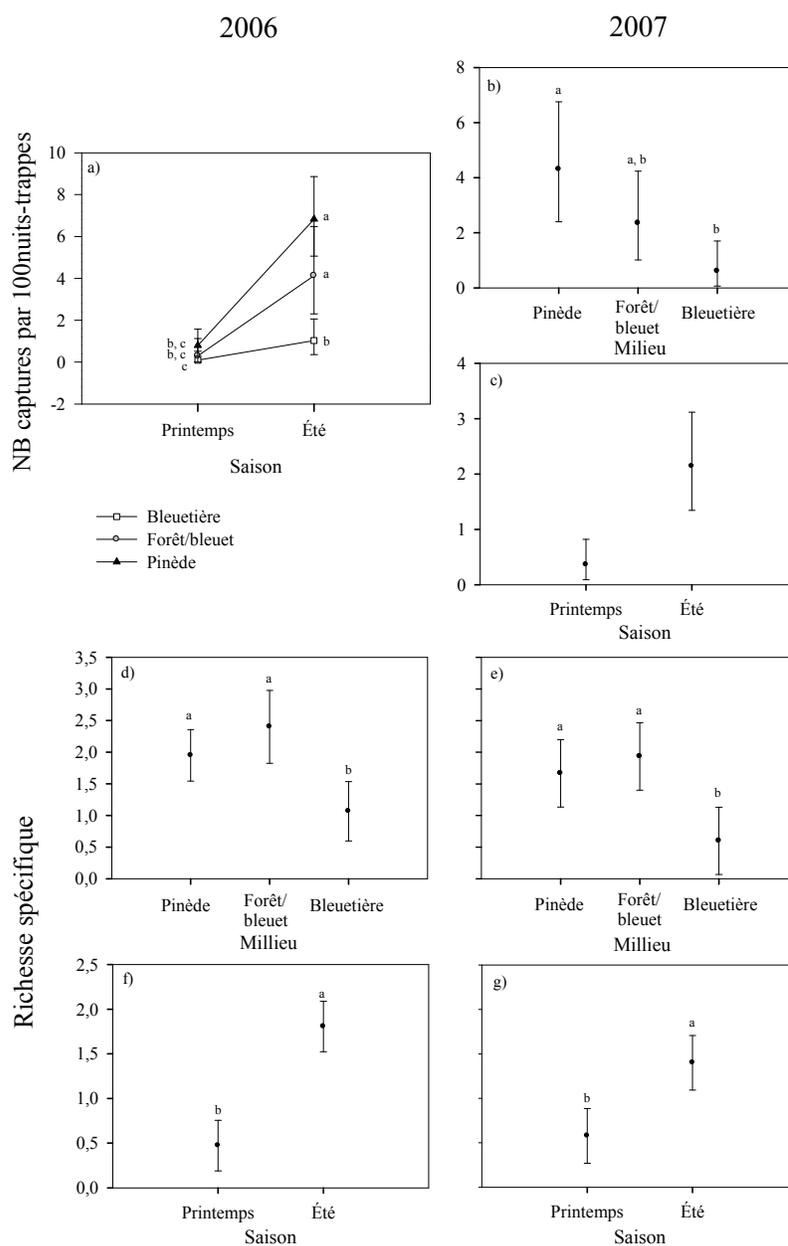
3.2.1 Micromammifères

En 2006, l'interaction entre le milieu et la saison était significative pour le nombre de captures par 100 nuits-trappes (tableau 3a). Au printemps, il n'y avait pas de différence significative entre les milieux, contrairement à l'été où il y avait davantage de captures en forêt/bleuet et en pinède grise qu'en bleuetière conventionnelle (figure 3a). En été, le nombre de captures était également plus important en pinède et en forêt/bleuet qu'au printemps. Lors de la deuxième année, le nombre de captures par 100 nuits-trappes était plus élevé en pinède qu'en bleuetière, tandis qu'il n'y a pas de différence entre la forêt/bleuet et ces deux milieux (tableau 3a et figure 3b). En 2007, le nombre de captures était moins élevé au printemps qu'à l'été (tableau 3a et figure 3c). En 2006 et 2007, la richesse spécifique des micromammifères était moindre en bleuetière qu'en pinède et en forêt/bleuet (tableau 3b et figure 3 d et e). Pour ces deux années, la richesse spécifique était plus basse au printemps qu'à l'été (tableau 3b et figure 3 f et g).

Tableau 3. Sommaire des résultats des modèles mixtes (REML) avec milieu (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) et saison (printemps et été) comme facteurs principaux pour les années 2006 et 2007 et pour (a) le nombre de captures par 100 nuits-trappes et b) la richesse spécifique des micromammifères capturés au nord-ouest du lac Saint-Jean.

Année	Source de variation	DL	F	<i>p</i>
a) Nombre de captures par 100 nuits-trappes				
2006	Milieu	2	16,5177	<0,0001
	Saison	1	87,6387	<0,0001
	Milieu*Saison	2	5,5493	0,0073
2007	Milieu	2	6,0786	0,0035
	Saison	1	19,0963	<0,0001
	Milieu*Saison	2	0,6472	0,5287
b) Richesse spécifique				
2006	Milieu	2	7,1893	0,0013
	Saison	1	53,9398	<0,0001
	Milieu*Saison	2	2,6661	0,0813
2007	Milieu	2	6,9381	0,0016
	Saison	1	13,4216	0,0007
	Milieu*Saison	2	0,7451	0,4809

Figure 3. Moyennes du nombre de captures par 100 nuits-trappes (a, b et c) et de la richesse spécifique (d, e, f et g) des micromammifères capturés aux printemps et aux étés 2006 et 2007 et dans les trois milieux à l'étude (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) situés au nord-ouest du lac Saint-Jean. Les barres d'erreurs indiquent les intervalles de confiance (95 %) et les lettres (a, b et c) au-dessus indiquent les différences significatives ($p < 0,05$).



3.2.2 Oiseaux

Chez les oiseaux, il y avait une différence significative entre les milieux, en 2006 et 2007, pour ce qui est du nombre d'individus, de la richesse spécifique de Margalef (d) et de la diversité (H'), tandis qu'il y a seulement une différence significative en 2007 en terme d'équitabilité (J'; tableau 4). Pour les deux années d'inventaire, le nombre d'individus et la diversité (H') des espèces aviaires étaient supérieurs en forêt/bleuet et en pinède grise qu'en bleuetière conventionnelle (figure 4 a, b, e et f). En 2006, le nombre d'espèces (d) était également plus élevé en forêt/bleuet et en pinède grise qu'en bleuetière conventionnelle (figure 4 c). Toutefois, en 2007, la richesse (d) était différente dans les trois milieux, la bleuetière étant le milieu le moins riche et la pinède le milieu le plus riche (figure 4 d). En 2007, l'équitabilité (J') était plus élevée en pinède grise qu'en bleuetière conventionnelle, bien que la forêt/bleuet ne fût pas différente de ces derniers (figure 4 h).

Le nombre d'oiseaux de milieux ouverts (O), généralistes (G) et forestiers (F) étaient différents selon le milieu en 2006 (O : F = 44,428 ; DL = 2; p < 0,001 ; G : F = 9,811 ; DL = 2; p < 0,001 ; F : F = 52,102 ; DL = 2 ; p < 0,001) et 2007 (O : F = 29,046 ; DL = 2; p < 0,001 ; G : F = 42,277 ; DL = 2 ; p < 0,001 ; F : F = 70,761 ; DL = 2; p < 0,001). En 2006 et en 2007, les individus de milieux ouverts étaient moins nombreux en forêt/bleuet et en pinède qu'en bleuetière (figure 5). En 2006 et en 2007, les oiseaux forestiers étaient plus abondants en pinède qu'en forêt/bleuet et presque absents en bleuetière (figure 5). En 2006, le nombre de généralistes était plus élevé en forêt/bleuet et

en pinède qu'en bleuetière, tandis qu'en 2007 c'était en forêt/bleuet que les généralistes étaient les plus nombreux (figure 5).

Tableau 4. Résultats des analyses de variance (ANOVAs) avec le milieu (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) comme facteur principal pour les années 2006 et 2007 et pour les différents indices de diversité aviaire: a) le nombre d'individus, b) la richesse spécifique (d), c) la diversité (H') et d) l'équitabilité (J') des oiseaux recensés au nord-ouest du lac Saint-Jean.

Année	Source de variation	DL	MC	F	<i>p</i>
a) Nombre d'individus					
2006	Milieu	2	392,431	27,994	<0,0001
	Erreur	42	14,019		
2007	Milieu	2	474,422	31,608	<0,0001
	Erreur	42	15,010		
b) Richesse spécifique (d)					
2006	Milieu	2	20,920	35,975	<0,0001
	Erreur	42	0,582		
2007	Milieu	2	18,018	36,318	<0,0001
	Erreur	42	0,496		
c) Diversité (H')					
2006	Milieu	2	9,017	56,689	<0,0001
	Erreur	42	0,159		
2007	Milieu	2	7,617	38,184	<0,0001
	Erreur	42	0,199		
d) Équitabilité (J')					
2006	Milieu	2	0,015	1,091	0,346
	Erreur	40	0,013		
2007	Milieu	2	0,081	7,284	0,0021
	Erreur	39	0,011		

Figure 4. Moyennes (a et b) du nombre d'oiseaux, (c et d) de la richesse spécifique (d), (e et f) de la diversité (H') et (g et h) de l'équitabilité (J') dans les trois milieux à l'étude (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) situés au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 et 2007. Les barres d'erreurs indiquent les intervalles de confiance à 95 % et les différentes lettres (a, b et c) au-dessus représentent les différences significatives ($p < 0,05$).

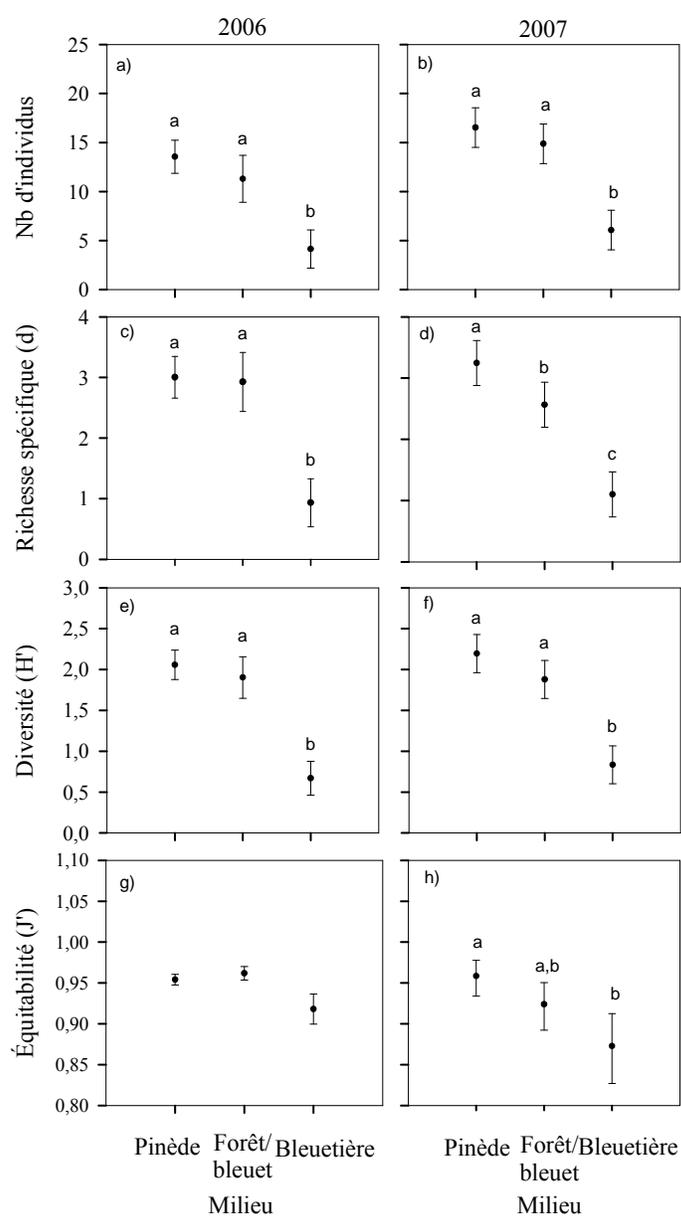
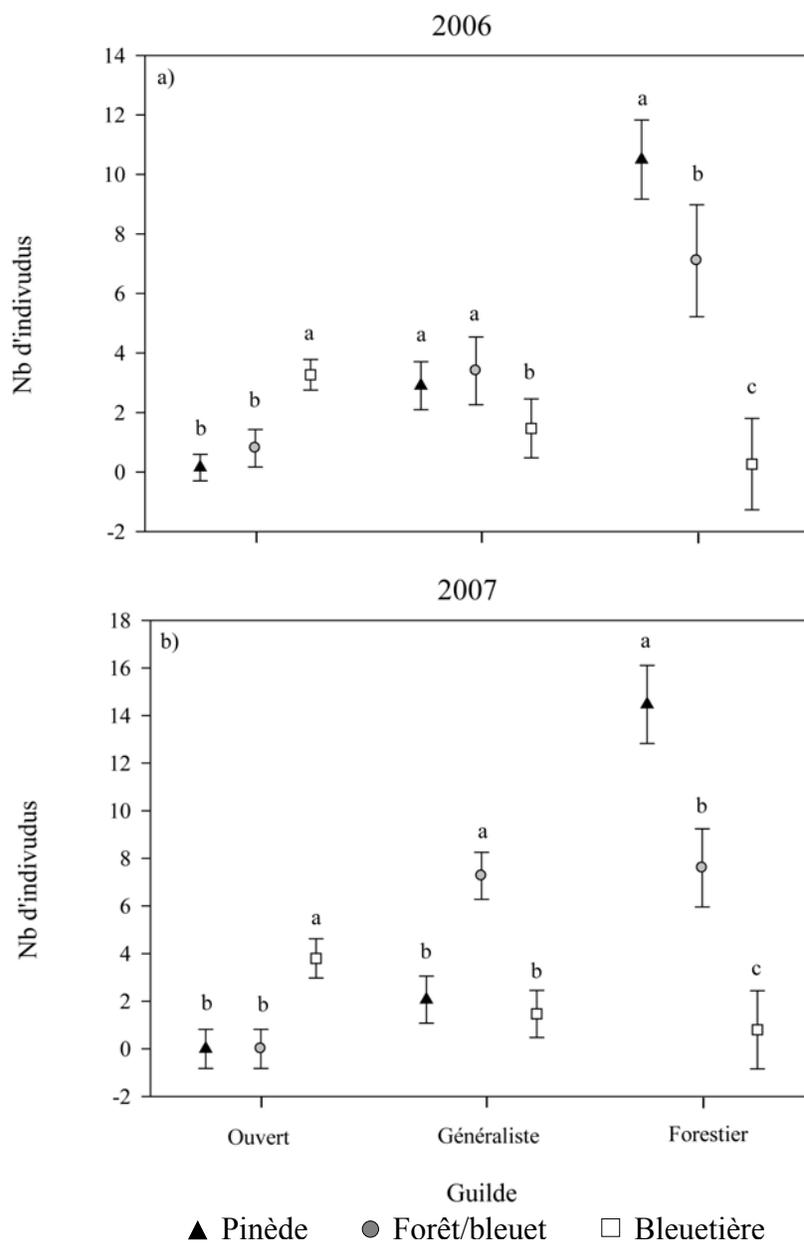


Figure 5. Moyennes du nombre d'oiseaux par guildes (espèce de milieux ouverts, espèce généraliste et espèce forestière) dans les trois milieux à l'étude (pinède, forêt/bleuet et bleuetière) situés au nord-ouest du lac Saint-Jean pour les années 2006 (a) et 2007 (b). Les barres d'erreurs indiquent les intervalles de confiance à 95% et les différentes lettres (a, b et c) au-dessus représentent les différences significatives pour chaque guildes ($p < 0,05$).



3.3 Assemblage des communautés

3.3.1 Micromammifères

Les analyses de similarité (ANOSIMs) indiquent qu'il y avait une différence significative de l'assemblage des espèces de micromammifères entre la pinède et la forêt/bleuet à l'été 2006, en ce qui concerne la composition spécifique (R statistique globale : 0,661; $p < 0,001$) et en tenant compte de l'abondance des espèces (R statistique globale : 0,705; $p < 0,001$; figure 6). La similarité intragroupe était plus élevée en pinède grise qu'en forêt/bleuet (figure 6 et tableau 5). Le campagnol à dos roux de Gapper était l'espèce contribuant le plus à la similarité des stations en pinède grise en termes de composition (90,40 %) et d'abondance absolue (95,85 %). En forêt/bleuet, ce sont le campagnol-lemming de Cooper (*Synaptomys cooperi* Baird ; 28,60 %), la souris sylvestre (22,23 %) et le phénacomys (*Phenacomys intermedius* Merriam : 22,21 %) en termes de composition spécifique qui contribuaient davantage à la similarité des stations et la souris sylvestre (28,40 %), le campagnol-lemming de Cooper (26,32 %) et le phénacomys (22,60 %) en tenant compte de l'abondance des espèces.

Figure 6. Cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) de l'assemblage des espèces de micromammifères capturées en pinède et en forêt/bleuet au nord-ouest du lac Saint-Jean à l'été 2006 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les données (a) de présence-absence et (b) d'abondances absolues.

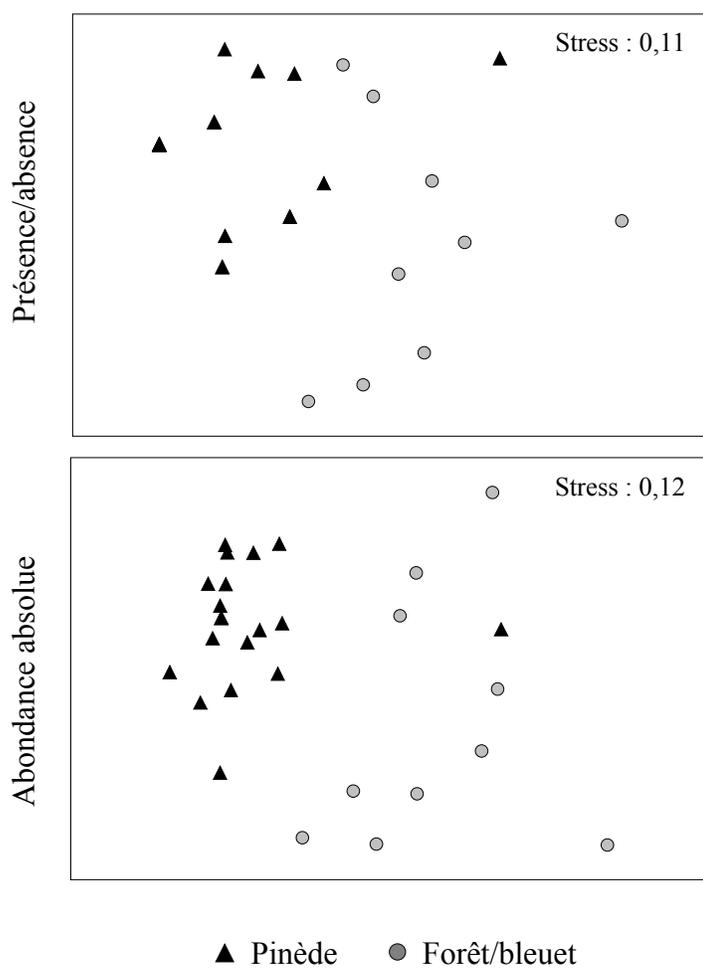


Tableau 5. Similarité intra-groupe (milieu) de l'assemblage des micromammifères capturés à l'été 2006 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les données a) de présence - absence et b) d'abondances absolues.

	Milieu	2006
a) Présence - absence	Forêt/bleuet	24,34
	Pinède	59,06
b) Abondance absolue	Forêt/bleuet	17,96
	Pinède	50,42

3.3.2 Oiseaux

Les analyses de similarité (ANOSIMs) indiquent qu'il y avait des différences significatives de l'assemblage des espèces entre les milieux en ce qui concerne la composition spécifique pour 2006 (R statistique globale : 0,703; $p < 0,001$) et 2007 (R statistique globale : 0,622; $p < 0,001$) et en tenant compte de l'abondance des espèces pour 2006 (R statistique globale : 0,649; $p < 0,001$) et 2007 (R statistique globale : 0,682; $p < 0,001$).

En 2006, l'assemblage des espèces aviaires était différent dans les trois milieux (tableau 6 a et figure 7 a), toutefois, en tenant compte de l'abondance des espèces, seul l'assemblage des espèces en bleuetière se distinguait de la forêt/bleuet et de la pinède (tableau 6 b et figure 7 c). En 2007, le test de comparaisons paires indique que les trois milieux étaient distincts en termes de composition et d'abondance (tableau 6 a et b). La bleuetière se distinguait particulièrement de la forêt/bleuet et de la pinède (figure 7 b et d et

tableau 6 a et b). La forêt/bleuet était davantage similaires à la pinède qu'à la bleuetière. En 2007, la similarité des assemblages entre la forêt/bleuet et la pinède était plus importante en termes de composition spécifique qu'en tenant compte de l'abondance des espèces. En 2006 et 2007, la similarité de l'assemblage des oiseaux des stations en bleuetière était moindre que celles en pinède et en forêt/bleuet (figure 7 et tableau 7).

Le bruant des prés (*Passerculus sandwichensis* Gmelin) contribuait essentiellement à la similarité de l'assemblage des stations en bleuetière conventionnelle avec une contribution de 72 % et 71 % d'après les matrices de données de présence - absence et d'abondances absolues en 2006 et de 69 % et 75 % en 2007 (tableau 7). Le bruant vespéral (*Pooecetes gramineus* Gmelin) suit avec une contribution de 24 % et 26 % en 2006 et de 22 % et 18 % en 2007, toujours selon les matrices de données de présence - absence et d'abondances absolues respectivement.

La contribution intragroupe des principales espèces était moins marquée en forêt/bleuet et en pinède grise. En forêt/bleuet, la contribution du junco ardoisé était de 30 % et 37 % en 2006 et de 21 % et 33 % en 2007, toujours selon les matrices de données de présence - absence et d'abondances absolues respectivement. La paruline à croupion jaune suit, en 2006, avec une contribution de 19 % et 16 %. En 2007, c'est la mésange à tête noire qui suit avec une contribution de 17 % en termes de composition spécifique et en tenant compte de l'abondance des espèces.

La similarité des stations en pinède grise en termes de composition et en tenant compte de l'abondance des espèces était principalement attribuable, en 2006, à la paruline à croupion jaune (20 et 21 % respectivement), tandis qu'en 2007, c'est la paruline à joues grises qui participait à la similarité (17 % et 25 % respectivement). En 2006, toujours en pinède, la grive solitaire et la paruline à joues grises arrivaient en deuxième et troisième rang avec une contribution de 14 et 16 % et de 14 et 13 %. En 2007, la paruline à croupion jaune (14 % et 14 %) et le viréo à tête bleue (10 % et 9 %) occupaient les deuxièmes et troisièmes rangs.

Figure 7. Cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) de l'assemblage des espèces aviaires recensées en pinède, en forêt/bleuet et en bleuetière au nord-ouest du lac Saint-Jean en 2006 et 2007 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les données de présence-absence (a et c) et d'abondances absolues (b et d).

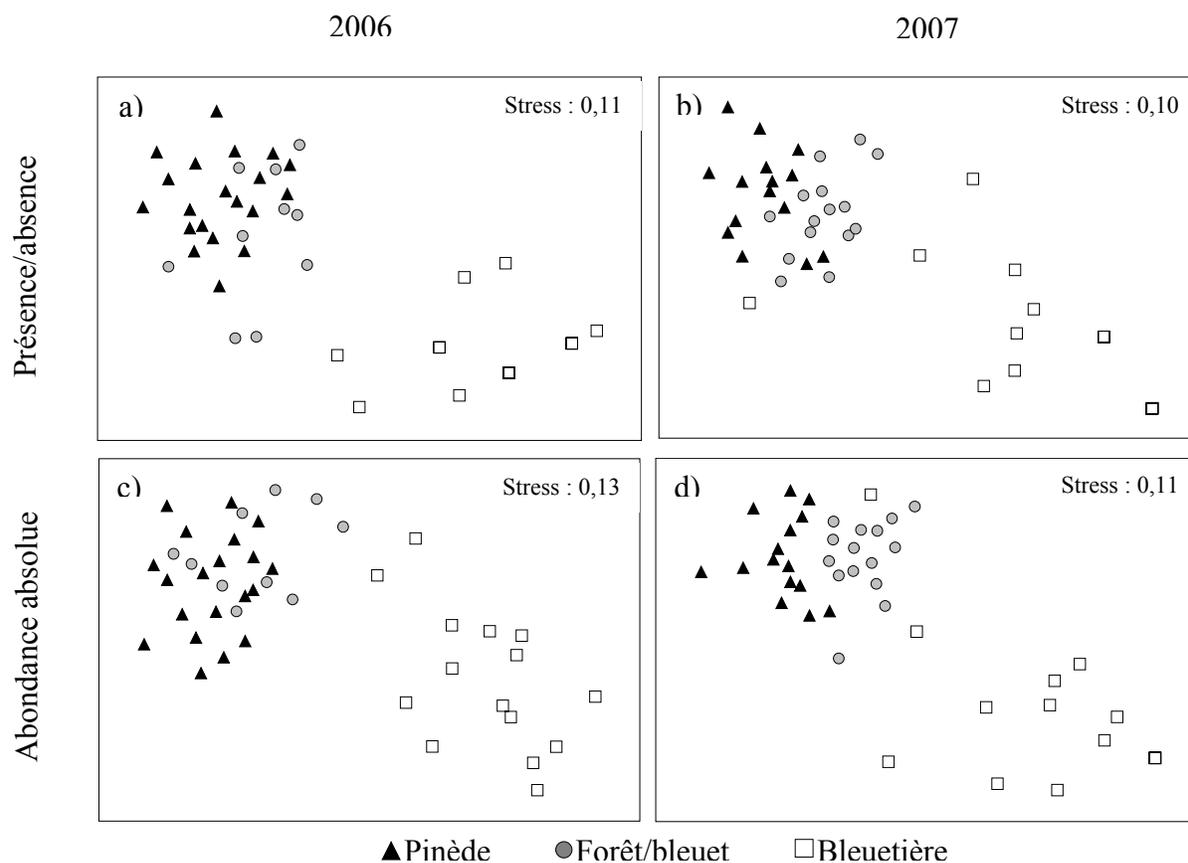


Tableau 6. Statistiques R des tests de comparaisons paires pour les assemblages des espèces aviaires suite aux analyses de similarité (ANOSIMs) à un facteur (milieu) réalisées à partir des matrices de similarité (Bray-Curtis) dérivées a) des données de présence-absence et b) des données d'abondances absolues pour les années 2006 et 2007.

	2006		2007	
	Bleuetière	Forêt/bleuet	Bleuetière	Forêt/bleuet
a) Présence - absence				
Forêt/bleuet	0,856 ^a		0,792 ^a	
Pinède	0,947 ^a	0,148 ^b	0,845 ^a	0,327 ^a
b) Abondance absolue				
Forêt/bleuet	0,813 ^a		0,774 ^a	
Pinède	0,929 ^a	0,069 ^c	0,847 ^a	0,561 ^a

^ap < 0,0001; ^bp = 0,039; ^cp = 0,180

Tableau 7. Similarité intra-groupe (milieu) de l'assemblage des espèces aviaires en 2006 et 2007 à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les matrices de données a) de présence – absence et b) d'abondances absolues.

		2006	2007
a) Présence/absence	Bleuetière	53,76	46,04
	Forêt/bleuet	45,56	63,24
	Pinède	52,86	60,63
b) Abondance absolue	Bleuetière	40,93	37,72
	Forêt/bleuet	41,36	54,07
	Pinède	42,45	51,55

Tableau 8. Principales espèces aviaires (3) contribuant à la similarité intra - groupe (milieu) à partir de l'indice de Bray-Curtis basé sur les matrices de données a) de présence/absence et b) d'abondances absolues pour les années 2006 et 2007.

		2006		2007			
		Espèce ^a	Occurrence moyenne	Contribution (%)	Espèce ^a	Occurrence moyenne	Contribution (%)
a) Présence/absence	Bleuetière	BRPR	0,87	71,82	BRPR	0,87	69,38
		BRVE	0,60	23,79	BRVE	0,60	21,76
		JUAR	0,27	3,29	BRFAM	0,27	3,14
	Forêt/bleuet	JUAR	1,00	30,03	JUAR	1,00	20,48
		PACJ	0,80	18,93	METN	0,93	17,21
		VIYR	0,70	8,48	PAJG	0,87	14,90
	Pinède	PACJ	0,95	20,03	PAJG	1,00	16,66
		GRSO	0,80	13,89	PACJ	0,93	14,22
		PAJG	0,80	13,88	VITB	0,80	10,27
b) Abondance absolue	Bleuetière	BRPR	2,00	70,65	BRPR	2,07	75,01
		BRVE	1,13	25,79	BRVE	1,53	17,77
		JUAR	0,40	2,47	BRFAM	0,40	2,50
	Forêt/bleuet	JUAR	2,10	36,56	JUAR	3,73	33,33
		PACJ	1,00	15,57	METN	2,33	16,89
		BRGB	1,00	9,42	BRGB	1,87	15,10
	Pinède	PACJ	1,75	20,53	PAJG	2,60	24,64
		GRSO	1,40	15,57	PACJ	1,67	14,14
		PAJG	1,10	13,00	VITB	1,20	8,75

*Code des espèces à l'annexe 1

4. DISCUSSION

L'aménagement forêt/bleuet, avec les traitements sylvicoles et agricoles que cela implique, permettra-t-il de maintenir une communauté faunique représentative de celle retrouvée en pinède grise? Toujours au point de vue de la faune, est-il avantageux de recourir à cet aménagement comparativement à la bleuetière conventionnelle? Plusieurs études soulèvent les impacts à diverses échelles de la perte, de la modification et de la fragmentation de l'habitat sur les populations animales (Bender et al. 1998; Drapeau et al. 2000; Imbeau et al. 2001; Fahrig 2003; Thompson et al. 2003). La plupart de ces effets seraient encore plus sévères dans les paysages agricoles que dans les paysages forestiers aménagés pour la récolte de matière ligneuse (Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Notre étude visait à déterminer si à court terme et à l'échelle du peuplement, les communautés de micromammifères et d'oiseaux étaient similaires dans la pinède grise, la forêt/bleuet et la bleuetière conventionnelle.

4.1 Réaction des micromammifères à l'aménagement forêt/bleuet

D'après nos résultats sur l'abondance du campagnol à dos roux de Gapper et de la souris sylvestre, les sites en forêt/bleuet, un an et deux ans après leur aménagement, ressemblent davantage aux sites en bleuetière conventionnelle qu'aux sites en pinède grise. Tout comme d'autres études nord-américaines, ces deux espèces occupent les premiers rangs en terme de captures (Bayne et Hobson 1998; Darveau et al. 2001b; Fuller et al.

2004; Etcheverry et al. 2005; Pearce et Venier 2005) et répondent différemment aux perturbations anthropiques (Martell 1983; Potvin et al. 1999; Sullivan et al. 1999). En Amérique du Nord, le campagnol à dos roux de Gapper est souvent associé aux peuplements matures (Martell 1983; Crête et al. 1995; Sullivan et al. 2000; Pearce et Venier 2005) et à la présence de débris ligneux (Etcheverry et al. 2005; Pearce et Venier 2005), surtout lorsque ceux-ci se font rares (Bowman et al. 2000). Son abondance décline parfois après une coupe totale (Martell 1983; Sullivan et al. 1999). Toutefois, il persiste dans les coupes totales récentes où la strate arbustive est maintenue (Potvin et al. 1999; Etcheverry et al. 2005) et dans les coupes partielles (Fuller et al. 2004). Les coupes avec protection de la régénération entraînent une augmentation de la densité de débris au sol et de la luminosité (Génier et Bergeron 1996; Etcheverry et al. 2005), ce qui procure un couvert de protection et une nourriture abondante (plantes herbacées et invertébrés) pour les micromammifères (Monthey et Soutiere 1985). De leur côté, les bandes de bleuets et les bleuetières conventionnelles sont soumises à l'utilisation d'herbicides et à la pratique d'activités de fauchage, ce qui réduit la complexité structurelle et explique vraisemblablement la quasi absence du campagnol à dos roux en forêt/bleuet et en bleuetière. Les résultats de Darveau et al. (2001b) montrent que le nombre de captures de campagnols à dos roux de Gapper ne différait pas entre les bandes riveraines de 20 m et les sites témoins. Ces bandes, même éclaircies, pouvaient agir comme refuge pour cette espèce lors d'un pic d'invasion de campagnols des champs, une espèce qui exploite les milieux ouverts. Au contraire, dans notre étude, les bandes forestières en forêt/bleuet ne semblent pas être un refuge adéquat pour cette espèce puisque la moitié des trappes étaient situées

dans cette bande et que le nombre de captures dans ce milieu s'avère presque nul. À l'inverse, la souris sylvestre paraît tirer avantage de cet agencement agroforestier. Martell (1983) a observé une communauté de petits mammifères composée principalement de campagnol à dos roux de Gapper, devenir dominée par la souris sylvestre au cours des trois années suivant le déboisement et la scarification de peuplements d'épinettes noires. La souris sylvestre serait favorisée par les traitements sylvicoles après récolte tels que la scarification et le contrôle de la végétation (Lautenschlager 1993; Sullivan et al. 1999), contrairement au campagnol à dos roux de Gapper, plus sensible à la réduction du couvert de protection (Gagné et al. 1999). Avec sa diète diversifiée et plastique, la souris sylvestre est capable d'exploiter avec succès les ressources alimentaires limitées dans les sites perturbés (Martell et Macaulay 1981). Pearce et Venier (2005) expliquent l'augmentation rapide de son abondance dans les milieux de conifères récemment perturbés par le feu (Crête et al. 1995) ou la coupe totale (Kirkland 1990) par sa bonne capacité de dispersion. Cette capacité à exploiter rapidement divers milieux perturbés explique son abondance élevée en forêt/bleuet, plus près de celle retrouvée en bleuetière conventionnelle que celle observée en pinède grise. Elle semble bénéficier, au détriment du campagnol à dos roux de Gapper, des attributs que possèdent la forêt/bleuet (p. ex., bandes agricoles, bandes forestières aménagées intensivement, absence de forêt d'intérieur). En effet, d'après Bayne et Hobson (1998), cette souris utilise davantage les zones coupées que les boisés et est même plus abondante en bordure qu'à l'intérieur des boisés situés en milieu agricole.

Toutes espèces confondues, le nombre de captures de micromammifères en forêt/bleuet ne diffère pas de celui observé en pinède grise. La réponse inverse en abondance de la souris sylvestre et du campagnol à dos roux de Gapper contribue certainement à cette absence de différence lorsqu'on considère toutes les espèces. Ces deux espèces représentent à elles seules 72,6 % des captures. Le nombre d'individus de micromammifères était plus élevé en forêt/bleuet qu'en bleuetière à l'été 2006, mais celui-ci ne l'était plus en 2007. Cela suggère que les différences tendent à s'amoinrir entre la forêt/bleuet et la bleuetière conventionnelle. Toutefois, en terme de richesse spécifique, la forêt/bleuet se situe plus près de la pinède grise que de la bleuetière conventionnelle. La richesse en bleuetière est restreinte, seules quelques espèces peuvent exploiter cet habitat fortement perturbé. Au contraire, l'aménagement forêt/bleuet offre un habitat plus diversifié et une structure végétale plus complexe. Andrén (1994) explique que la diversité totale en espèces à travers un paysage peut augmenter lorsque de nouvelles parcelles d'habitat sont créées dans un milieu continu et de nouvelles espèces peuvent être trouvées dans ces parcelles. Par exemple, le campagnol des champs, absent en pinède grise s'est retrouvé en forêt/bleuet (annexe 2). L'ouverture du milieu semble avoir favorisé cette espèce comme l'ont démontré Potvin et Courtois (1998) et Darveau et al (2001b) où le campagnol des champs est apparu dans les parterres de coupe.

D'après l'analyse des communautés, plusieurs espèces participent à la similarité des sites en forêt/bleuet contrairement aux sites en pinède grise où, seul, le campagnol à dos roux contribue à plus de 90% de la similarité des stations. Le campagnol-lemming de

Cooper et le phénacomys, même à de faibles abondances (annexe 2), rendent la communauté de petits mammifères en forêt/bleuet distincte de celle observée en pinède grise. Le campagnol-lemming de Cooper est reconnu pour utiliser une variété d'habitats mais s'y retrouve généralement en faible densité (Linzey 1983). Au Québec, il est sur la liste des espèces fauniques susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables étant donné le manque d'information sur cette espèce (ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2007). Dans le Nord-Est ontarien, le phénacomys est associé aux peuplements de pins gris et atteint des densités élevées dans les monocultures où le sous-étage d'éricacées dense et continu lui procure une nourriture, une protection et un microclimat favorables (Naylor et al. 1985). D'après ces dernières données, l'aménagement de la bande de bleuets crée une strate d'éricacées qui pourrait être propice au phénacomys et la bande de forêt est composée d'une espèce forestière à laquelle il serait associé.

En pinède grise, les taux de captures, en été, de l'espèce principale (campagnol à dos roux de Gapper : $5,2 \pm 0,2$ captures par 100 nuits-trappes en 2006 et $2,6 \pm 0,4$ captures par 100 nuits/trappes en 2007) étaient comparables à ceux rapportés par différentes études (Potvin et al. 1999; Darveau et al. 2001b; Etcheverry et al. 2005; St-Laurent et al. 2007) réalisées dans des peuplements mixtes ou de conifères compris entre le 47^e et 51^e parallèles (entre $0,8 \pm 0,5$ et $11,0 \pm 1,89$ captures par 100 nuits-trappes). D'autre part, les données de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (Ibarzabal et al. 2009, sous presse) sur la nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus* Linnaeus), un oiseau résidant en forêt boréale qui présente des fluctuations régulières de populations aux quatre ans en synchronie avec le campagnol

à dos roux de Gapper (Cheveau et al. 2004), témoignent qu'au cours de l'étude (2006 et 2007) les populations de ce rongeurs étaient en forte abondance. Par ailleurs, comme l'observe Hansson (1994), le nombre de captures de micromammifères est plus élevé à la fin de l'été qu'au printemps étant donné la période de reproduction estivale qui apporte un grand nombre de juvéniles. Pour tous les milieux confondus, les faibles nombres de spécimens récoltés aux printemps (c.-à-d. 31 mai au 15 juin 2006 et 22 mai au 7 juin 2007) ont limité l'utilisation des données dans la présente étude.

4.2 Réaction des oiseaux à l'aménagement forêt/bleuet

Pour 10 espèces aviaires étudiées (bruant à gorge blanche, grive solitaire, junco ardoisé, mésange à tête noire, paruline à croupion jaune, paruline à joues grises, roitelet à couronne dorée, roitelet à couronne rubis, sittelle à poitrine rousse et viréo à tête bleue), les modèles d'occupation qui résumaient le mieux les données collectées aux stations d'écoute ($AICc < 2$) incluaient les covariables associées à l'ouverture du milieu (récolte, récolte², récoltep). D'après ces modèles statistiques, la majorité de ces oiseaux (c.-à-d. 8 sur 10) occupaient autant les sites en milieux ouverts (bleuetière) que les sites en milieux plus fermés (forêt/bleuet et pinède). Toutefois, la paruline à croupion jaune et la paruline à joues grises occupaient moins les sites avec un fort pourcentage de récolte. Dans un rayon de 100 m autour du point d'écoute, le pourcentage de la superficie récoltée ou aménagée en bleuetière variait entre 95 % et 100 % dans le cas des sites en bleuetière conventionnelle et entre 54 % et 74 % dans les sites forêt/bleuet, ce qui laisse un habitat restreint et fragmenté pour ces espèces associées au milieu forestier. Lors des travaux de Darveau et al. (2001a)

réalisés dans la pessière noire, la paruline à croupion jaune était aussi commune dans les lisières boisées résiduelles que dans les sites contrôles, tandis que la paruline à joues grises voyait son abondance diminuée dans les bandes, mais persistait dans certaines. Contrairement aux bandes boisées résiduelles laissées par les pratiques forestières conventionnelles en forêt boréale, les bandes forestières en forêt/bleuet sont sous aménagements intensifs et fragmentées (1/3 de la bande récoltée) et les haies brise-vent laissées en bleuetière conventionnelle sont très étroites (moins de 20 m) et souvent composées de jeunes pins (*Pinus*) plantés. À l'échelle de l'individu, les effets de la fragmentation de l'habitat peuvent être accentués si les fragments résiduels sont plus petits que ce qui lui est requis (Andrén 1994). D'après la superficie de leur territoire qui se situe entre 0,5 et 1,1 ha selon *The Birds of North America* (Poole 2005), la forêt résiduelle en bleuetière et même en forêt/bleuet semble peu adéquate pour ces espèces. De plus, la présence d'une espèce dans un fragment résiduel dépend non seulement de sa taille et de son isolation, mais également du type d'habitat environnant (Andrén 1994). Dans le cas présent, l'habitat voisin n'est pas une jeune forêt en régénération mais une zone agricole aménagée, une zone peu intéressante pour des espèces forestières. Les fragments forestiers résiduels paraissent insuffisants et trop divisés dans les sites largement récoltés pour être occupés par la paruline à croupion jaune et la paruline à joues grises et la présence d'habitat voisin inadéquat ne semble pas améliorer la situation.

L'absence de relation claire entre le pourcentage de forêt récoltée et le taux d'occupation des autres espèces forestières étudiées peut être expliquée en partie par

l'utilisation des données de présence/absence pour déterminer le taux d'occupation qui conduit à des conclusions plus conservatrices que l'abondance absolue (MacKenzie 2005). D'autre part, la présence de massifs forestiers au pourtour des aménagements forêts/bleuets contribue sans doute au maintien d'espèces forestières dans les fragments résiduels. En effet, les lisières boisées peuvent agir comme corridor facilitant le mouvement des oiseaux adultes et des juvéniles entre les forêts résiduelles (Machtans et al. 1996), tandis que l'isolation des parcelles forestières amplifie les effets de la fragmentation de l'habitat (Andrén 1994).

Le bruant à gorge blanche, la paruline à joues grises, le roitelet à couronne rubis, la sittelle à poitrine rousse et le viréo à tête bleue étaient détectés moins souvent dans les sites plus ouverts. La structure de l'habitat peut influencer à la fois le comportement des oiseaux (Boulinier et al. 1998), la propagation du son (Wiley et Richards 1978; Richards et Wiley 1980) et l'acuité des observateurs, rendant ainsi la détection des oiseaux hétérogène (Schieck 1997; Gonzalo-Turpin et al. 2008; Pacifici et al. 2008). Selon Boulinier et al. (1998) et Gonzalo-Turpin et al. (2008), dans les habitats moins denses, les oiseaux seraient plus silencieux et moins visibles étant donné les risques de prédation accrus. Toutefois, les individus mâles appartenant à des espèces forestières ont moins de chance de trouver un partenaire dans les fragments et ceux-ci peuvent défendre leur territoire pendant toute la période de reproduction (Villard et al. 1993) et même chanter plus souvent et plus longtemps (Otter et Ratcliffe 1993). Dans les milieux ouverts, les contacts visuels et auditifs sont plus faciles pour l'observateur. Ainsi, la diminution de la détection avec

l'ouverture du milieu semble davantage liée à une baisse d'abondance ou de densité de ces espèces. Royle et Nichols (2003) et MacKenzie et al. (2002; 2006) soulèvent le phénomène d'hétérogénéité dans la probabilité de détection induite par l'abondance. En effet, plus le nombre d'individus d'une espèce est bas à un site, plus les chances de la détecter s'avèrent faibles. Par ailleurs, les espèces forestières pourraient modifier leur territoire (forme et taille) afin d'éviter les bandes de bleuets et les bleuetières ou de compenser pour l'inclusion de ces habitats de faible qualité. Lambert et Hannon (2000) ont noté que certains territoires de parulines couronnées étaient devenus plus étroits après l'aménagement de bandes riveraines de 100 m. Dans le cas de la mésange boréale (*Parus montanus* Conrad), une augmentation de la taille des territoires a été observée suite à la perte et à la fragmentation de son habitat d'hiver dans le nord de la Finlande (Siffczyk et al. 2003). Ce type de réponses réduit les possibilités de détecter les individus lors de points d'écoute, car les chances que les individus soient à l'extérieur des limites du point d'écoute augmentent. D'autre part, le fitness de ces individus peut décliner puisque le temps et l'énergie dépensés à la défense de leur territoire limitent leur appariement et les opportunités à s'alimenter (Verner 1977). D'après les résultats et les observations de la présente étude, le bruant à gorge blanche, le roitelet à couronne rubis, la sittelle à poitrine rousse et le viréo à tête bleue occupent autant les sites ouverts (forêts/bleuets, bleuetières) que fermés (pinèdes grises), mais semblent être en densité plus faible et distribués différemment dans les milieux plus ouverts où ils sont généralement associés aux haies brise-vent ou aux bandes forestières résiduelles.

Le nombre supérieur d'individus associés aux milieux forestiers dans les sites en pinède grise comparativement aux sites en forêt/bleuet (abondance diminuée d'environ 50%) et leur quasi absence dans les sites en bleuetière conventionnelle viennent appuyer l'hypothèse de la diminution de l'abondance du roitelet à couronne rubis, de la sittelle à poitrine rousse et du viréo à tête bleue dans les sites plus ouverts. L'abondance des espèces forestières est généralement inférieure dans les parterres de coupe (Imbeau et al. 1999), dans les séparateurs de coupe (Darveau et al. 1995; Whitaker et Montevecchi 1997; Darveau et al. 2001a) et dans les petits fragments (Schmiegelow et al. 1997) que dans les sites témoins non perturbés. Même si pendant les points d'écoute réalisés en forêt/bleuet les espèces forestières ont été observées principalement dans les bandes forestières (J. Lavoie, observation personnelle) et que le nombre d'individus y soit environ deux fois moins élevé qu'en pinède grise, la présente étude ne permet pas d'évaluer si les bandes forestières sont autant utilisées par les espèces forestières que les pinèdes grises témoins. De leur côté, les espèces généralistes semblent particulièrement favorisées par l'aménagement forêt/bleuet. En effet, les espèces généralistes des forêts de conifères sont peu affectées par les traitements forestiers et semblent même en bénéficier ; elles peuvent exploiter les parterres de coupe, les bandes forestières résiduelles (Darveau et al. 1995; Whitaker et Montevecchi 1999; Boulet et al. 2003) et les petits fragments (Schmiegelow et al. 1997). Leur capacité à utiliser les ressources environnantes leur permet de survivre dans de très petits fragments forestiers (Andrén 1994). La principale espèce contribuant à la similarité de la communauté aviaire en forêt/bleuet, le junco ardoisé, paraît particulièrement profiter de cet aménagement agroforestier. Cela suggère qu'il est en mesure d'utiliser les ressources

disponibles dans les bandes de bleuets et qu'il n'est pas trop affecté par la fragmentation de l'habitat ou la perte d'habitat. Cette espèce, comme le bruant à gorge blanche, a tendance à traverser plus facilement les trouées sans arbres que les espèces forestières (Rail et al. 1997). Même si le junco ardoisé bénéficie de la présence de bandes alternées de forêts et de bleuets, il est plus juste de le considérer comme une espèce généraliste capable d'exploiter les ressources environnantes, plutôt qu'une espèce de lisières nécessitant la présence de plus d'un habitat simultanément (voir Imbeau et al. 2003), car il se trouve aussi en grand nombre en pinède grise (annexe 1).

L'analyse des communautés aviaires a permis de distinguer des assemblages différents dans les trois milieux étudiés. La communauté en forêt/bleuet ressemble davantage à celle retrouvée en pinède naturelle que celle établie en bleuetière conventionnelle. La composition et l'abondance de chacune des espèces jouent un rôle dans la différenciation des deux communautés puisque la distinction s'accroît en intégrant les données d'abondance des espèces, principalement en 2007. L'assemblage en bleuetière conventionnelle est très différent et composé principalement d'espèces de milieux ouverts comme le bruant des prés et le bruant vespéral. Le bruant des prés qui contribue pour plus de 70% de la similarité des sites se retrouve principalement dans les milieux ouverts tels les prairies (Wiens 1973), la toundra (Weatherhead 1979), les pâturages (Bollinger 1995) et les champs en culture (Patterson et Best 1996). Par ailleurs, les différences entre la pinède et la forêt/bleuet semblent s'accroître en 2007 (figure 4 c et 4 d; figure 5 et figure 7). Ce délai de réponse pourrait être attribué à la présence d'espèces philopatrides. Les oiseaux nichant

dans un habitat qui a été détruit (p. ex., bande de bleuets) peuvent s'établir dans les forêts résiduelles voisines (p. ex., bande de forêt) sans nécessairement se reproduire créant ainsi un phénomène de confinement appelé effet-refuge (Darveau et al. 1995). Cette fidélité au site conduit à de fortes densités d'individus dans les fragments résiduels l'année suivant la coupe, généralement suivies d'un fort déclin les années subséquentes (Darveau et al. 1995; Schmiegelow et al. 1997). Dans le cas présent, les résultats de la deuxième année d'inventaire refléteraient un portrait plus juste de la situation à long terme. Toutefois, un phénomène de confinement pourrait être compris dans la réponse de 2007, puisqu'une partie des aménagements de type forêt/bleuet (cinq unités d'échantillonnage) a été effectuée à l'automne 2006.

5. FORCES ET LIMITES DE LA PRÉSENTE ÉTUDE

Notre étude dresse un portrait général des impacts à court terme de l'aménagement forêt/bleuet sur les communautés de micromammifères et d'oiseaux. Ces communautés ont été observées sous plusieurs angles (occupation, abondance, diversité et assemblage des espèces). Toutefois, une des limites de l'étude est l'absence de données permettant les comparaisons avant et après traitement (voir Sallabanks et al. 2000). Néanmoins, des pinèdes grises possédant les caractéristiques recherchées pour l'implantation de bleuetières et de forêts/bleuets ont servi de sites contrôles. De plus, la vérification de paramètres tels que l'âge, la densité, la pente et la composition végétale des peuplements a permis de choisir des sites similaires aux zones transformées en forêt/bleuet. Pour leur part, des bleuetières conventionnelles (qui peuvent dater de plusieurs années) ont servi de base de comparaison pour cette nouvelle culture alternative de bleuets que représente l'aménagement forêt/bleuet.

Les modèles d'occupation de sites que nous avons utilisés estiment la probabilité de détection et fournissent des estimés d'occupation non biaisés (MacKenzie 2005). Toutefois, seules les espèces observées dans 15 stations ou plus ont pu être sélectionnées pour ces analyses. Une espèce d'intérêt, comme la paruline à gorge grise, n'a pu ainsi être analysée avec cette méthode. Dans la présente étude, cette méthode a permis de nuancer les effets du pourcentage de récolte sur l'occupation et la détection de 10 espèces aviaires. Pour leur part, le jour julien (mésange à tête noire), le temps depuis le lever du soleil (paruline à

croupion jaune et paruline à joues grises) et l'observateur (paruline à joues grises) sont ressortis comme ayant un effet sur la détection pour trois espèces seulement. La standardisation de l'échantillonnage et la longueur des points d'écoute (25 min) ont certainement contribué à limiter l'importance des effets connus comme pouvant affecter la détection des espèces (Gonzalo-Turpin et al. 2008).

Les méthodes de point d'écoute et de captures mortelles de micromammifères ont permis d'avoir un portrait général et rapide de la situation. Toutefois, les estimations de la densité et de l'abondance doivent être accompagnées de données sur l'appariement et le comportement des individus afin de mieux évaluer la présence à long terme des espèces (Hagan et al. 1996). Dans le cas de la paruline à gorge grise, une étude visant spécialement sa reproduction et la caractérisation de son habitat serait requise afin de mieux comprendre ses besoins et d'évaluer sa persistance à long terme dans les aménagements de type forêt/bleuet. Par ailleurs, cette étude nous amène à poser différentes questions quant à l'utilisation par la faune des bandes forestières en forêt/bleuet. Permettent-elles aux espèces forestières de s'y reproduire? Sont-elles des pièges écologiques où des individus s'y investissent en terme de reproduction sans connaître de succès? À long terme, les espèces généralistes délogeront-elles complètement les espèces forestières moins adaptées à la perte et à la fragmentation d'habitat? Servent-elles principalement aux déplacements des espèces? Dans la présente étude, la longueur des bandes forestières varie entre 200 m et 700 m et ces dernières se connectent à une matrice de forêt. Si elles étaient aménagées sur de plus grandes superficies, ces bandes auraient-elles les mêmes utilités? Assisterons-nous

à une invasion d'espèces associées aux milieux agricoles, ce qui pourrait avoir comme conséquence d'augmenter la proportion de nids prédatés? En effet, les bandes de bleuets sont permanentes et les effets de cette inclusion agricole dans la mosaïque forestière ne risquent pas de s'amoinrir avec les années comme cela survient dans les parterres de coupe en forêt boréale avec la reprise de la régénération (Imbeau et al. 1999). De plus, contrairement aux bandes boisées résiduelles laissées par les pratiques forestières conventionnelles, les bandes forestières en forêt/bleuet sont sous aménagements intensifs incluant plusieurs interventions dans le temps (p. ex., plantation, éclaircie, rotation de coupes). D'autres impacts à moyen et à long terme sont à prévoir (p. ex., perte d'espèces associées à la présence de chicots, de débris ligneux et d'arbres feuillus) et risquent d'être cumulatifs.

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce nouvel aménagement forêt/bleuet s'inscrit dans une optique de développement durable. Il permet de diversifier les ressources sur un même territoire et peut-être même d'en améliorer leur production. Il contribue à rendre accessibles de nouveaux territoires à des petits producteurs de bleuets afin qu'ils puissent y établir des unités viables de production. Au point de vue environnemental, notre étude expose des effets à court terme non négligeables sur les communautés fauniques. Dans le cas des micromammifères, les abondances des deux principales espèces ressemblaient davantage à celles observées en bleuetière conventionnelle que celles retrouvées en pinède grise, bien qu'en termes de richesse spécifique et de nombre de captures, les sites en forêt/bleuet ne différaient pas de ceux en pinède. Pour leur part, les communautés d'oiseaux présentes en forêt/bleuet demeurent davantage comparables à celles retrouvées en pinède grise qu'à celles observées en bleuetière conventionnelle, où elles s'avèrent principalement réduites aux espèces de milieux ouverts. L'aménagement de forêts/bleuets dans les pinèdes grises de l'ouest du lac Saint-Jean favorise les espèces généralistes comme la souris sylvestre et le junco ardoisé et défavorise les espèces forestières telles que le campagnol à dos roux de Gapper et la paruline à joues grises. Toutefois, ni l'une ni l'autre de ces deux espèces ne présentent des problématiques démographiques étant largement abondantes en forêt boréale. Les réactions des micromammifères et des oiseaux à l'aménagement forêt/bleuet semblent principalement attribuables à l'inclusion de zones agricoles et la fragmentation de la forêt résiduelle. Notre étude soulève également des incertitudes quant aux impacts à venir,

comme la persistance des espèces forestières dans les bandes de forêt, d'autant plus que la présente étude ne tient pas compte de l'effet cumulatif des différents aménagements (p. ex., plantation, éclaircie et rotation de coupes) prévus à l'échelle d'une révolution forestière complète en forêt/bleuet. Pour ces raisons, nous recommandons de développer avec prudence l'aménagement forêt/bleuet sur le territoire forestier québécois tant que les effets fauniques sur une plus longue période temporelle demeurent méconnus. Par exemple, il serait judicieux de préserver de grandes superficies de pinèdes grises établies sur dépôts sableux dans l'ouest du lac Saint-Jean pour maintenir les communautés fauniques associées à ces écosystèmes, notamment les espèces forestières particulièrement touchées par cet aménagement. Dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, ces pinèdes grises convoitées pour l'aménagement forêt/bleuet font l'objet de pressions anthropiques importantes. Par ailleurs, un inventaire permettant de détecter la présence de la paruline à gorge grise, une espèce rare et associée à ce peuplement, pourrait être réalisé avant l'aménagement de forêts/bleuets afin d'améliorer l'état des connaissances à son sujet.

RÉFÉRENCES

- Allredge, M.W., Simons, T.R., et Pollock, K.H. 2007. Factors affecting aural detections of songbirds. *Ecol. Appl.* **17**(3): 948-955.
- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation - A landscape perspective *Ecology* **73**(3): 794-804.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A review. *Oikos* **71**(3): 355-366.
- Bayne, E.M., et Hobson, K.A. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conserv. Biol.* **11**(6): 1418-1429.
- Bayne, E.M., et Hobson, K.A. 1998. The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **76**(1): 62-69.
- B elisle, M., et Desrochers, A. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landsc. Ecol.* **17**(3): 219-231.
- Bender, D.J., Contreras, T.A., et Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* **79**(2): 517-533.
- Bergeron, D., Darveau, M., Desrochers, A., et Savard, J.-P.L. 1997. Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conif eriennes et feuillues du Québec méridional. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada. Série de rapports techniques 271F, Sainte-Foy. p. vi + 24.
- Bollinger, E.K. 1995. Successional changes and habitat selection in hayfield bird communities. *Auk* **112**(3): 720-730.
- Boulet, M., Darveau, M., et Belanger, L. 2003. Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **33**(5): 922-930.
- Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E., et Pollock, K.H. 1998. Estimating species richness: The importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* **79**(3): 1018-1028.

- Bowman, J.C., Sleep, D., Forbes, G.J., et Edwards, M. 2000. The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *For. Ecol. Manage.* **129**(1-3): 119-124.
- Burnham, K.P., et Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2e éd. *Édité*. Springer, New York. p. 487.
- Cheveau, M., Drapeau, P., Imbeau, L., et Bergeron, Y. 2004. Owl winter irruptions as an indicator of small mammal population cycles in the boreal forest of eastern North America. *Oikos* **107**(1): 190-198.
- Clarke, K.R., et Gorley, R.N. 2001. *PRIMER v5: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, Plymouth Marine Laboratory.
- Clarke, K.R., et Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. *Édité*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory. p. 144.
- Corporation d'Aménagement Forêt Normandin. 2006. *Expérimentation du concept de production forêt/bleuet dans un modèle de gestion intégrée des ressources au Saguenay--Lac-Saint-Jean*. *Édité*. Proposition de recherche déposée au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. p. 93.
- Crête, M., Drolet, B., Huot, J., Fortin, M.J., et Doucet, G.J. 1995. Postfire sequence of emerging diversity among mammals and birds in the north of boreal forest in Québec. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **25**(9): 1509-1518.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J., et Larue, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildl. Manage.* **59**(1): 67-78.
- Darveau, M., Boulet, M., Vallières, C., Boulanger, L., et Ruel, J.-C. 2001a. *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire : rapport synthèse 1997-1999*. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt. Code de diffusion 2001-3081.
- Darveau, M., Labbe, P., Beauchesne, P., Belanger, L., et Huot, J. 2001b. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *For. Ecol. Manage.* **143**(1-3): 95-104.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J.F., Savard, J.P.L., Bergeron, Y., et Vickery, W.L. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* **70**(3): 423-444.

ESRI. 2008. ArcGIS, version 9.3. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA, USA. .

Etcheverry, P., Ouellet, J.P., et Crete, M. 2005. Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **35**(12): 2813-2822.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**: 487-515.

Fuller, A.K., Harrison, D.J., et Lachowski, H.J. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *For. Ecol. Manage.* **191**(1-3): 373-386.

Gagné, N., Bélanger, L., et Huot, J. 1999. Comparative responses of small mammals, vegetation, and food sources to natural regeneration and conifer release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **29**(7): 1128-1140.

Gates, J.E., et Gysel, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* **59**(5): 871-883.

Gauthier, J., et Aubry, Y. 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, xviii + 1295 p.

Génier, A., et Bergeron, J.-M. 1996. Impact à court terme de la coupe à blanc avec régénération sur les petits mammifères en forêt boréale. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Service de la faune terrestre, Québec. p. 127.

Gonzalo-Turpin, H., Sirami, C., Brotons, L., Gonzalo, L., et Martin, J.L. 2008. Teasing out biological effects and sampling artifacts when using occupancy rate in monitoring programs. *J. Field Ornithol.* **79**(2): 159-169.

Gouvernement du Québec. 2002. Rapport du comité interministériel sur la contribution des terres du domaine de l'état au développement de l'industrie du bleuets. Ministère des ressources naturelles et ministère de l'Agriculture, des Pêcherie et de l'Alimentation. Bibliothèque nationale du Québec. ISBN : 2-550-39684-7.

Gouvernement du Québec. 2005. Monographie de l'industrie du bleuets au Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Bibliothèque nationale du Québec, Québec. p. 53.

- Gunn, J.S., Desrochers, A., Villard, M.A., Bourque, J., et Ibarzabal, J. 2000. Playbacks of mobbing calls of Black-capped Chickadees as a method to estimate reproductive activity of forest birds. *J. Field Ornithol.* **71**(3): 472-483.
- Hagan, J.M., VanderHaegen, W.M., et McKinley, P.S. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conserv. Biol.* **10**(1): 188-202.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: From island biogeography to landscape ecology. *Ecol. Appl.* **12**(2): 321-334.
- Hannon, S.J., et Cotterill, S.E. 1998. Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: The enemy from within. *Auk* **115**(1): 16-25.
- Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landsc. Ecol.* **9**(2): 105-115.
- Hines, J. 2008. PRESENCE [computeur program]. Version 2.2. USGS, Patuxent Wildlife Research Center, Hines, J., Laurel, MD.
- Huhta, E., et Jokimaki, J. 2001. Breeding occupancy and success of two hole-nesting passerines: the impact of fragmentation caused by forestry. *Ecography* **24**(4): 431-440.
- Ibarzabal, J., Côté, P., et Drolet, B. 2009. Tadoussac : sentinelle ornithologique de la forêt boréale au parc national du Saguenay. *Le Naturaliste canadien* **133**(3): 27-31, sous presse.
- Ibarzabal, J., et Desrochers, A. 2004. A nest predator's view of a managed forest: Gray Jay (*Perisoreus canadensis*) movement patterns in response to forest edges. *Auk* **121**(1): 162-169.
- Ibarzabal, J., Savard, G., et Morrier, A. 1995. Paruline à gorge grise, p. 928-929 dans Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de). 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, xviii + 1295 p.
- Imbeau, L., Drapeau, P., et Mönkkönen, M. 2003. Are forest birds categorised as "edge species" strictly associated with edges? *Ecography* **26**(4): 514-520.
- Imbeau, L., Mönkkönen, M., et Desrochers, A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conserv. Biol.* **15**(4): 1151-1162.

- Imbeau, L., Savard, J.P.L., et Gagnon, R. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **77**(12): 1850-1860.
- Kirk, D.A., et Hobson, K.A. 2001. Bird-habitat relationships in jack pine boreal forests. *For. Ecol. Manage.* **147**(2-3): 217-243.
- Kirkland, G.L. 1990. Patterns of initial small mammal community change after clearcutting of temperate north-american forests. *Oikos* **59**(3): 313-320.
- Lambert, J.D., et Hannon, S.J. 2000. Short-term effects of timber harvest on abundance territory characteristics, and pairing success of Ovenbirds in riparian buffer strips. *Auk* **117**(3): 687-698.
- Lautenschlager, R.A. 1993. Response of wildlife to forest herbicide applications in northern coniferous ecosystems. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **23**(10): 2286-2299.
- Linzey, A.V. 1983. *Synaptomys cooperi*. *Mammalian Species* **210**: 1-5.
- Lupien, G. 2002. Recueil photographique des caractéristiques morphologiques servant à l'identification des micromammifères du Québec, Vols I et II. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune, Jonquière. p. 23, 26.
- Machtans, C.S., Villard, M.A., et Hannon, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conserv. Biol.* **10**(5): 1366-1379.
- MacKenzie, D.I. 2005. What are the issues with presence-absence data for wildlife managers? *J. Wildl. Manage.* **69**(3): 849-860.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., et Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**(8): 2248-2255.
- Mackenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., et Hines, J.E. 2006. Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence. *Édité*. Elsevier Inc. p. 324.
- Martell, A.M. 1983. Changes in small mammal communities after logging in north-central Ontario. *Can. J. Zool.-Rev. Can. Zool.* **61**(5): 970-980.
- Martell, A.M., et Macaulay, A.L. 1981. Food-habits of deer mice (*Peromyscus maniculatus*) in northern Ontario. *Can. Field-Nat.* **95**(3): 319-324.

Mazerolle, M.J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* **27**(2): 169-180.

Météo média. 2008. Météo média: Soleil, lune et saisons [en ligne]. Disponible à <http://www.meteomedia.com/moonsun/> [cité le 16 avril 2008].

Mills, T.R., Rumble, M.A., et Flake, L.D. 2000. Habitat of birds in ponderosa pine and aspen/birch forest in the Black Hills, South Dakota. *J. Field Ornithol.* **71**(2): 187-206.

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 2008. Production du bleuets au Québec. Alma, Québec. p. 1.

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 2009. Répartition des superficies aménagées en bleuetières selon les régions administratives, 2002-2008. Alma, Québec. p. 1.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2007. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec [en ligne]. Disponible à <http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp#mammiferes> [cité le 18 juillet 2009].

Monthey, R.W., et Soutiere, E.C. 1985. Responses of small mammals to forest harvesting in northern maine. *Can. Field-Nat.* **99**(1): 13-18.

Naylor, B.J., Bendell, J.F., et Spires, S. 1985. High-density of heather voles, *Phenacomys-intermedius*, in jack pine, *Pinus-banksiana*, forests in Ontario. *Can. Field-Nat.* **99**(4): 494-497.

Nelson, L., et Clark, F.W. 1973. Correction for sprung traps in catch-effort calculations of trapping results. *J. Mammal.* **54**(1): 295-298.

Ostlund, L., Zackrisson, O., et Axelsson, A.L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **27**(8): 1198-1206.

Otter, K., et Ratcliffe, L. 1993. Changes in singing behavior of male black-capped chickadees (*Parus-articapillus*) following mate removal. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **33**(6): 409-414.

Pacifici, K., Simons, T.R., et Pollock, K.H. 2008. Effects of vegetation and background noise on the detection process in auditory avian point-count surveys. *Auk* **125**(3): 600-607.

- Patterson, M.P., et Best, L.B. 1996. Bird abundance and nesting success in Iowa CRP fields: The importance of vegetation structure and composition. *Am. Midl. Nat.* **135**(1): 153-167.
- Pearce, J., et Venier, L. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *For. Ecol. Manage.* **208**(1-3): 153-175.
- Pitocchelli, J., J. Bouchie, et D. Jones. 1997. Connecticut Warbler (*Oporornis agilis*). *Dans The Birds of North America*, No. 320. *Édité par* A. Poole and F. Gill. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA et The American Ornithologists' Union, Washington, D.C.
- Poole, A. 2005. The Birds of North America Online [en ligne]. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY. Disponible à <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/> [cité le 20 juin 2008].
- Potvin, F., et Courtois, R. 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. p. 91.
- Potvin, F., Courtois, R., et Belanger, L. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **29**(7): 1120-1127.
- Quinn, G.P., et Keough, M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. *Édité*. Cambridge University Press, New York. p. 537.
- Rail, J.F., Darveau, M., Desrochers, A., et Huot, J. 1997. Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *Condor* **99**(4): 976-980.
- Richards, D.G., et Wiley, R.H. 1980. Reverberations and amplitude fluctuations in the propagation of sound in a forest - Implications for animal communication. *Am. Nat.* **115**(3): 381-399.
- Robinson, S.K., Thompson, F.R., Donovan, T.M., Whitehead, D.R., et Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**(5206): 1987-1990.
- Royle, J.A., et Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* **84**(3): 777-790.
- Sallabanks, R., Arnett, E.B., et Marzluff, J.M. 2000. An evaluation of research on the effects of timber harvest on bird populations. *Wildl. Soc. Bull.* **28**(4): 1144-1155.

SAS Institutes Inc. 2007. JMP Statistical Discovery, version 7. SAS Institutes Inc., Cary, NC.

Schieck, J. 1997. Biased detection of bird vocalizations affects comparisons of bird abundance among forested habitats. *Condor* **99**(1): 179-190.

Schmiegelow, F.K.A., Machtans, C.S., et Hannon, S.J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* **78**(6): 1914-1932.

Schmiegelow, F.K.A., et Mönkkönen, M. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: Avian perspectives from the boreal forest. *Ecol. Appl.* **12**(2): 375-389.

Siffczyk, C., Brotons, L., Kangas, K., et Orell, M. 2003. Home range size of willow tits: a response to winter habitat loss. *Oecologia* **136**(4): 635-642.

St-Laurent, M.H., Ferron, J., Hins, C., et Gagnon, R. 2007. Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **37**(8): 1298-1309.

Sullivan, T.P., Lautenschlager, R.A., et Wagner, R.G. 1999. Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities. *J. Appl. Ecol.* **36**(3): 327-344.

Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., et Lindgren, P.M.F. 2000. Small mammals and stand structure in young pine, seed-tree, and old-growth forest, southwest Canada. *Ecol. Appl.* **10**(5): 1367-1383.

Thompson, I.D., Baker, J.A., et Ter-Mikaelian, M. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *For. Ecol. Manage.* **177**(1-3): 441-469.

Verner, J. 1977. Adaptive significance of territoriality. *Am. Nat.* **111**(980): 769-775.

Villard, M.A., Martin, P.R., et Drummond, C.G. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the ovenbird (*Seiurus-aurocapillus*). *Auk* **110**(4): 759-768.

Weatherhead, P.J. 1979. Ecological correlates of monogamy in tundra-breeding savannah sparrows. *Auk* **96**(2): 391-401.

Whitaker, D.M., et Montevecchi, W.A. 1997. Breeding bird assemblages associated with riparian, interior forest, and nonriparian edge habitats in a balsam fir ecosystem. *Can. J. For. Res.-Rev. Can. Rech. For.* **27**(8): 1159-1167.

Whitaker, D.M., et Montevecchi, W.A. 1999. Breeding bird assemblages inhabiting riparian buffer strips in Newfoundland, Canada. *J. Wildl. Manage.* **63**(1): 167-179.

Wiens, J.A. 1973. Interterritorial habitat variation in grasshopper and savannah sparrows. *Ecology* **54**(4): 877-884.

Wiley, R.H., et Richards, D.G. 1978. Physical constraints on acoustic communication in atmosphere - Implications for evolution of animal vocalizations. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **3**(1): 69-94.

ANNEXES

Annexe 1. Liste des espèces (excluant celles dont le territoire excédait cinq hectares et les fringillidés), guildes des espèces et nombre de spécimens aviaires recensés en 2006 et en 2007 dans les 45 stations à l'étude situées en bleuétières conventionnelles (B), en forêts/bleuets (F) et en pinèdes grises (P).

No	Guilde ^a	NB ^b	B	F	P	Nom français	Nom scientifique latin
1	Ouv	1	1	0	0	Bruant chanteur	<i>Melospiza melodia</i> Wilson
2	Gén	20	8	8	4	Bruant familier	<i>Spizella passerina</i> Bechstein
3	Gén	74	5	38	31	Bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i> Gmelin
4	Ouv	4	4	0	0	Bruant Lincoln	<i>Melospiza lincolni</i> Audubon
5	Ouv	61	61	0	0	Bruant des prés	<i>Passerculus sandwichensis</i> Gmelin
6	Ouv	43	40	3	0	Bruant vespéral	<i>Poocetes gramineus</i> Gmelin
7	For	11	0	1	10	Grimpereau brun	<i>Certhia americana</i> Bonaparte
8	For	14	0	2	12	Grive à dos olive	<i>Catharus ustulatus</i> Nuttall
9	For	76	4	24	48	Grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i> Pallas
10	Gén	136	14	77	45	Junco ardoisé	<i>Junco hyemalis</i> Linnaeus
11	Gén	26	4	15	7	Merle d'Amérique	<i>Turdus migratorius</i> Linnaeus
12	For	81	2	38	41	Mésange à tête noire	<i>Poecile atricapillus</i> Linnaeus
13	Gén	6	0	5	1	Moucherolle tchébec	<i>Empidonax minimus</i> Baird & Baird
14	For	6	0	4	2	Moucherolle à ventre jaune	<i>Empidonax flaviventris</i> Baird & Baird
15	For	81	1	20	60	Paruline à croupion jaune	<i>Dendroica coronata</i> Linnaeus
16	For	24	0	4	20	Paruline couronnée	<i>Seiurus aurocapillus</i> Linnaeus
17	For	3	0	2	1	Paruline flamboyante	<i>Setophaga ruticilla</i> Linnaeus
18	Gén	1	0	0	1	Paruline à flanc marron	<i>Dendroica pensylvanica</i> Linnaeus
19	For	25	0	9	16	Paruline à gorge grise	<i>Oporornis agilis</i> Wilson
20	For	1	0	0	1	Paruline à gorge noire	<i>Dendroica virens</i> Gmelin
21	For	1	0	1	0	Paruline à gorge orangée	<i>Dendroica fusca</i> Müller
22	Ouv	1	0	0	1	Paruline jaune	<i>Dendroica petechia</i> Linnaeus
23	For	89	1	27	61	Paruline à joues grises	<i>Vermivora ruficapilla</i> Wilson
24	For	8	0	1	7	Paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i> Linnaeus
25	For	2	0	0	2	Paruline noire et blanc	<i>Mniotilta varia</i> Linnaeus
26	For	13	0	0	13	Paruline obscure	<i>Vermivora peregrina</i> Wilson
27	For	2	0	0	2	Paruline à poitrine baie	<i>Dendroica castanea</i> Wilson
28	For	1	0	0	1	Paruline rayée	<i>Dendroica striata</i> Forster
29	For	3	0	1	2	Paruline des ruisseaux	<i>Seiurus noveboracensis</i> Gmelin
30	For	7	0	0	7	Paruline à tête cendrée	<i>Dendroica magnolia</i> Wilson
31	Ouv	6	0	4	2	Paruline triste	<i>Oporornis philadelphia</i> Wilson
32	For	46	3	8	35	Roitelet à couronne dorée	<i>Regulus satrapa</i> Lichtenstein
33	For	33	1	11	21	Roitelet à couronne rubis	<i>Regulus calendula</i> Linnaeus
34	For	23	1	7	15	Sittelle à poitrine rousse	<i>Sitta canadensis</i> Linnaeus
35	Ouv	1	0	1	0	Tourterelle triste	<i>Zenaida macroura</i> Linnaeus
36	For	1	0	0	1	Viréo de philadelphie	<i>Vireo philadelphicus</i> Cassin
37	For	43	1	11	31	Viréo à tête bleue	<i>Vireo solitarius</i> Wilson
38	For	34	2	14	18	Viréo aux yeux rouges	<i>Vireo olivaceus</i> Linnaeus

^a Guildes d'espèces (Ouv : milieux ouverts, Gén : généraliste et For : forestière) selon leur utilisation des milieux ouverts non forestiers et de la forêt d'après des études précédentes (Darveau et al. 1995; Whitaker et Montevecchi 1999) et des informations sur l'habitat des espèces (Gauthier et Aubry 1995; Poole 2005).

^b Correspond à la somme des deux années d'inventaire du nombre d'individus maximum observés par année.

Annexe 2. Liste des espèces et nombre de captures (Nb) de micromammifères recensés en 2006 et 2007 dans les 45 stations à l'étude situées en bleuetières conventionnelles (B), en forêts/bleuets (F) et en pinèdes grises (P).

No	Code	Nb	B	F	P	Nom français	Nom scientifique latin
1	CACH	28	16	12	0	Campagnol des champs	<i>Microtus pennsylvanicus</i> Ord
2	CADR	255	7	26	222	Campagnol à dos roux de Gapper	<i>Myodes gapperi</i> Vigors
3	CALC	19	0	11	8	Campagnol-lemming de Cooper*	<i>Synaptomys cooperi</i> Baird
4	GRMU	9	2	3	4	Grande musaraigne	<i>Blarina brevicauda</i> Say
5	MUCE	27	0	2	25	Musaraigne cendrée	<i>Sorex cinereus</i> Kerr
6	MUPY	1	0	0	1	Musaraigne pygmée	<i>Sorex hoyi</i> Baird
7	PHENA	21	2	16	3	Phénacomys	<i>Phenacomys intermedius</i> Merriam
8	SOSY	84	32	45	7	Souris sylvestre	<i>Peromyscus maniculatus</i> Wagner
9	SSCH	13	4	5	4	Souris-sauteuse des champs	<i>Microtus pennsylvanicus</i> Zimmermann
10	TARA	8	0	2	6	Tamia rayé	<i>Tamias striatus</i> Linnaeus

*Espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec