

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LES PICIDÉS SONT-ILS DES INDICATEURS DE L'OCCUPATION DES
HABITATS RÉSIDUELS LINÉAIRES PAR LES PASSEREAUX FORESTIERS
DANS LES AGGLOMÉRATIONS DE COUPES EN FORÊT BORÉALE MIXTE ?

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

JULIETTE DURANLEAU

JANVIER 2018

REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord remercier mon directeur de recherche, Pierre Drapeau, pour tous ses conseils, pour les conversations animées sur divers sujets, pour toute la connaissance qu'il m'a transmise et pour sa confiance tout au long de mon projet de maîtrise. Je voudrais ensuite remercier Louis Imbeau, mon codirecteur de recherche, pour les éclaircissements, les commentaires constructifs et pour les très importantes remises en question. Merci à Mélanie Desrochers pour son aide avec les outils de géomatique, à Alain Leduc pour ses visites quotidiennes au labo porteuses de solutions miracles et à Philippe Cadieux pour son aide précieuse avec les analyses statistiques et les bases de données. Merci à Jill Vandermeerschen et Jérémie Alluard pour leur aide avec les analyses statistiques. Merci à mes collègues du labo Drapeau; Geneviève Potvin, Alexandre Fouillet, Annick Antaya, Violette Bertrand, Carine Côté-Germain et Antoine Plouffe. Merci aux fabuleuses personnes qui ont participé à la prise de données sur le terrain; Réjean Deschênes, Kevin Quirion-Poirier, Félix Hurtubise-De Broin, Thomas Leduc et Brigitte Beaudry.

Des remerciements infinis à mon amoureux, Félix, qui m'a encouragé tout au long de ces deux années et qui m'a supporté dans les hauts comme dans les bas, je n'aurais jamais pu passer au travers sans toi. Merci à mes parents, Francine et François, qui ont toujours cru en moi et qui ont lu à maintes reprises ce mémoire. Merci à ma famille et à mes ami(e)s pour leur compréhension et leur écoute. Merci à ma copine de café, Fanny, avec qui j'ai découvert des endroits magnifiques à Montréal pour aller travailler. Merci à mon amie Catherine pour la fameuse panique-poutine et à Daniel pour les nombreuses conversations qui m'ont fait du bien. Merci à mes deux chats, Simone et Nestor, pour leur support moral sans bornes et pour avoir fait semblant de m'écouter lors de mes pratiques de séminaire. Finalement, merci à la crème glacée Coaticook au chocolat d'exister et de m'avoir considérablement aidé lors des longues soirées de rédaction.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire comporte deux chapitres rédigés sous forme d'articles scientifiques en français. À titre de candidate à la maîtrise, j'ai mené l'ensemble des étapes de la réalisation de ce projet, de l'élaboration du protocole d'échantillonnage, à la récolte des données, en passant par l'analyse des résultats pour terminer par la rédaction des articles à titre de première auteure. Mon directeur, Pierre Drapeau, ainsi que mon codirecteur, Louis Imbeau, sont coauteurs de mes chapitres. Philippe Cadieux est également coauteur de mon deuxième chapitre, ayant participé activement aux analyses statistiques et à la relecture. Les articles ne sont pas encore publiés, mais seront traduits en anglais et soumis ultérieurement dans les périodiques *Forest Ecology and Management* et *Journal of Avian Biology*.

Ce projet a été accompli dans le cadre des activités du Centre d'étude de la forêt (CEF) ainsi que de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable. Sa réalisation a été rendue possible grâce au support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention CRSNG-RDC à Drapeau et collaborateurs, subvention Découverte à Drapeau) ainsi que d'une bourse d'études de la fondation de l'UQAM.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
RÉSUMÉ	xv
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
0.1 Problématique	1
0.2 Les indicateurs de biodiversité.....	4
0.3 Les habitats linéaires dans les paysages aménagés.....	6
0.4 Objectifs de l'étude	9
CHAPITRE I	
L'UTILISATION DES HABITATS RÉSIDUELS LINÉAIRES PAR LES	
PICIDÉS ET LES PASSEREAUX FORESTIERS ASSOCIÉS AUX FORÊTS	
MATURES DANS LES AGGLOMÉRATIONS DE COUPES EN FORÊT	
BORÉALE MIXTE.....	11
1.1 Résumé.....	12
1.2 Introduction.....	13
1.3 Méthodes.....	16
1.3.1 Aire d'étude	16
1.3.2 Méthodes.....	18
1.4 Analyses statistiques	21
1.4.1 Les picidés comme indicateurs de l'occupation des habitats par les	
passereaux forestiers	22
1.4.2 Effet de la régénération dans les parterres de coupe.....	23
1.4.3 Les différentes combinaisons de végétation	23
1.4.4 Effet additif des pics à l'habitat	25
1.5 Résultats	25

1.5.1	Les picidés peuvent-ils servir d'indicateurs de l'occupation de l'habitat par les passereaux forestiers en forêt naturelle et en forêt aménagée ?	25
1.5.2	La régénération du couvert forestier dans les parterres de coupe affecte-t-elle le rôle d'indicateur des picidés ?.....	26
1.5.3	Les richesses des passereaux et des picidés sont-elles associées aux mêmes variables de l'habitat ?	28
1.5.4	Les pics représentent-ils un effet additif à l'habitat ?	31
1.6	Discussion	31
1.6.1	Effet des groupes fonctionnels d'espèces.....	31
1.6.2	Effet de la régénération des parterres de coupe.....	34
1.6.3	Variables environnementales	37
1.6.4	Effet additif des pics à l'habitat.....	38
1.6.5	Les habitats résiduels linéaires et leur occupation par les oiseaux forestiers	39
1.7	Conclusion.....	41
1.8	Littérature citée.....	44
1.9	Figures	55
1.10	Tableaux	60
 CHAPITRE II		
LE SUIVI PAR REPASSE DE CRIS EST-IL UN OUTIL PERFORMANT POUR STATUER SUR LA NIDIFICATION DES PICS ?.....		71
2.1	Résumé	72
2.2	Introduction	73
2.3	Méthodes	75
2.3.1	Aire d'étude.....	75
2.3.2	Méthodes	77
2.4	Analyses statistiques.....	81
2.4.1	Ensemble des espèces.....	81
2.4.2	Espèces individuelles	83

2.5	Résultats.....	84
2.5.1	Évaluation de l'approche d'inventaire par « playback » pour l'ensemble des espèces de pics à l'étude	84
2.5.2	Évaluation de l'approche d'inventaire par « playback » pour les espèces individuelles.....	85
2.6	Discussion.....	86
2.6.1	Absence de réponse au « playback »	87
2.6.2	Présence de réponse au « playback ».....	88
2.6.3	Différences observées entre la forêt aménagée et non aménagée.....	91
2.7	Conclusion	92
2.8	Littérature citée	95
2.9	Figure	101
2.10	Tableaux.....	102
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		107
3.1	Les pics sont-ils des indicateurs de l'occupation des habitats linéaires par les passereaux forestiers ?.....	107
3.2	Le suivi par repasse de cris comme outil pour statuer sur la nidification des pics.....	111
3.3	Les limites de l'étude	113
3.4	Travaux futurs.....	115
ANNEXE A		
TABLEAU D'OCCURRENCE DES PASSEREAUX SUR LES SITES À L'ÉTUDE		117
LITTÉRATURE CITÉE DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES		121

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1	Relation entre la richesse des passereaux de forêts matures et la richesse des picidés en fonction du type de paysage échantillonné, en forêt boréale mixte de l'Abitibi, Québec, Canada..... 55
1.2	Relation entre la richesse des passereaux de stades arbustifs et la richesse des picidés en fonction du type de paysage échantillonné en forêt boréale mixte de l'Abitibi, Québec, Canada..... 56
1.3	Relation entre la richesse des oiseaux de plusieurs groupes fonctionnels et la hauteur de la régénération de la végétation des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires échantillonnés en forêt boréale mixte aménagée de l'Abitibi, Québec, Canada..... 57
1.4	Relations entre la richesse des oiseaux de plusieurs groupes fonctionnels et le recouvrement de la régénération de la végétation des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires échantillonnés en forêt boréale mixte aménagée de l'Abitibi, Québec, Canada..... 58
1.5	Relations entre la richesse des oiseaux de plusieurs groupes fonctionnels et le temps depuis la coupe des parterres adjacents aux habitats linéaires échantillonnés en forêt boréale mixte aménagée de l'Abitibi, Québec, Canada..... 59
2.1	Relation entre le nombre d'espèces de pics qui ont manifesté leur présence par « playback » et le nombre d'espèces de pics pour lesquelles une activité reproductrice a été confirmée, en zone aménagée et non aménagée..... 101

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Valeurs moyennes des variables caractérisant la régénération des parterres de coupe adjacentes aux habitats linéaires échantillonnés.....	60
1.2 Liste et description des variables d'habitat utilisées pour les analyses de sélection de modèles	63
1.3 Résultats des différents modèles utilisés pour évaluer la capacité des picidés à servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers traités selon leur groupe fonctionnel	63
1.4 Résultats des différents modèles utilisés pour évaluer l'effet de la régénération de la végétation dans les parterres de coupe adjacents aux habitats résiduels linéaires sur la relation entre la richesse des pics et des passereaux forestiers (traités selon leur groupe fonctionnel).....	64
1.5 Classement des modèles reliant la richesse des passereaux forestiers traités selon leur groupe fonctionnel et la richesse des picidés aux variables de l'habitat.....	65
1.6 Estimés, erreurs-types et intervalles de confiance à 95 % des variables obtenus par inférence multimodèles	67
1.7 Valeurs utilisées afin d'évaluer l'effet additif des pics à l'habitat.....	69
2.1 Pourcentages de détection (% des sites où une présence a été détectée) des différentes espèces à l'étude selon les deux techniques d'inventaire utilisées, soient par l'inventaire au « playback » et par l'inventaire des indices de reproduction (cavités actives et autres).....	102
2.2 Résultats des différents modèles utilisés pour prévoir la présence de reproduction avec les réponses des différentes espèces de pics au « playback »	103
2.3 Matrices de confusion pour les espèces focales.....	104
2.4 Taux d'omission, de faux négatifs et statistiques de Kappa provenant des différentes matrices de confusion pour les espèces focales	105

RÉSUMÉ

Les indicateurs écologiques servent d'outil pour évaluer l'état de la biodiversité et son changement suite à des perturbations, comme la récolte forestière. Les picidés ont un fort potentiel comme indicateurs, étant très sensibles aux opérations forestières. Les impacts de l'aménagement forestier sur les picidés sont donc susceptibles de s'appliquer aussi sur une portion plus large de la communauté d'oiseaux forestiers. L'objectif principal de cette étude était d'évaluer la valeur des pics comme indicateurs de la diversité aviaire dans les habitats résiduels linéaires des agglomérations de coupes selon des conditions d'aménagement forestier occupant de grandes unités territoriales de plusieurs centaines de km². Trois dénombrements des passereaux par point d'écoute et des pics par repasse de cris et tambourinements (« playback »), un inventaire des signes de nidification des pics ainsi qu'un inventaire de végétation ont été menés en Abitibi dans 100 stations réparties dans des habitats résiduels linéaires et des massifs de forêts non aménagés. Nos résultats soulignent que les pics ont un statut d'indicateur de la richesse des oiseaux associés aux forêts matures dans les paysages forestiers naturels en forêt boréale de l'est du Canada. Toutefois, ce rôle est altéré (relation négative) par la perte nette du couvert forestier et la configuration linéaire des habitats résiduels dans les agglomérations de coupes, rendant les pics moins fiables pour statuer sur la richesse des autres oiseaux associés à la forêt mature dans un contexte de paysages aménagés. Bien que les picidés montrent un potentiel d'indicateurs écologiques de la diversité aviaire en forêt naturelle, leur utilité doit se traduire par une réduction du temps lié à un inventaire complet des passereaux forestiers occupant un milieu. Or, déterminer l'occupation des habitats par les pics par la recherche systématique de cavités actives au moyen de caméras télescopiques est un travail très exigeant et énergivore. L'objectif complémentaire de cette étude était donc d'évaluer la fiabilité d'un outil alternatif pour mesurer la présence des pics, soit le « playback ». Nos résultats montrent que le nombre d'espèces de pics détecté par « playback » est relié au nombre d'espèces qui défendent des cavités actives. Le « playback » permet donc de bien prévoir l'activité reproductrice des pics, notamment dans les forêts naturelles. Même s'il est moins performant pour le suivi des pics dans les forêts résiduelles des paysages aménagés, le « playback » demeure une approche d'inventaire fiable de l'activité reproductrice des pics qui a l'avantage de permettre la couverture extensive de grands territoires, ce que ne peut faire une méthode de recherche active de cavités.

Mots clés : *Pics, indicateurs écologiques, biodiversité aviaire, aménagement forestier, forêt boréale mixte.*

INTRODUCTION GÉNÉRALE

0.1 Problématique

Récemment, la conservation et la valorisation de la biodiversité ont commencé à être incluses dans la gestion des forêts (Noss, 1993; Christensen *et al.*, 1996; De Graaf et Miller, 1996; Angelstam et Pettersson, 1997). Plusieurs stratégies d'aménagement et traitements sylvicoles, telles que l'aménagement écosystémique, visent désormais à façonner des paysages forestiers qui présentent la diversité et l'irrégularité des forêts naturelles, maintenant ainsi ses processus et attributs écologiques (Gauthier et Vaillancourt, 2008; Drapeau *et al.*, 2009a). Pour que ces stratégies soient efficaces à conserver la biodiversité, la réponse des organismes cibles au système d'aménagement mis en place doit pouvoir être mesurée (Kneeshaw *et al.*, 2000, Drapeau *et al.*, 2008). L'une des questions clés de la biologie de la conservation est de savoir comment évaluer la biodiversité naturelle et son changement (Hawskworth, 1995). Dans la pratique, il est impossible de mesurer toutes les composantes complexes de la biodiversité. Une solution à ce problème réside dans l'utilisation d'espèces indicatrices (Stork et Samways, 1995). Ces espèces peuvent mesurer l'état de la biodiversité et son changement (Szaro et Balda, 1982; Noss, 1990; Morrison *et al.*, 1992; Hawskworth, 1995). Elles peuvent également traduire l'état de l'environnement et représenter les besoins écologiques d'un plus grand nombre d'espèces (Hawskworth et Rose, 1970; Block *et al.*, 1986; Furness et Greenwood, 1993; Thomson *et al.*, 2005). Plusieurs auteurs ont proposé l'utilisation d'un indicateur multiespèces (Block *et al.*, 1995; Roberge et Angelstam, 2004; Huggett, 2005) centré sur un groupe sensible à l'altération des conditions forestières (Lambeck, 1997; Imbeau *et al.*, 2001; Drapeau *et al.*, 2003; 2008; Guénette et Villard,

2005). Cette approche sous-tend que l'évaluation de la capacité des aménagements forestiers à maintenir la diversité biologique soit basée sur la réponse fonctionnelle d'un groupe d'espèces sensibles aux changements du couvert forestier.

L'importance des oiseaux dans le maintien d'un écosystème forestier sain est de plus en plus évidente. En effet, la présence ou l'absence d'un certain assemblage de passereaux forestiers dans un milieu peut avoir une incidence marquée sur plusieurs autres taxons du règne animal et végétal. En été, la plupart des oiseaux forestiers mangent des insectes, en particulier des larves de lépidoptères phytophages. Plusieurs études ont montré que les oiseaux réduisent les densités d'insectes (Holmes *et al.*, 1979; Atlegrim, 1989) et jouent donc un rôle de modérateur des perturbations causées par les insectes. En plus des impacts positifs des oiseaux insectivores, les oiseaux prédateurs ont une influence majeure sur les populations de petits mammifères, avec des effets ultimes sur la régénération et la santé des forêts. Par exemple, Korpimäki (1993) ainsi que Korpimäki et Krebs (1996) témoignent de l'influence déterminante des oiseaux prédateurs sur les cycles populationnels de campagnols, en particulier dans le nord de la Fennoscandie. Il existe une variété d'autres services écosystémiques que les oiseaux fournissent, y compris la dispersion des semences (Lanner, 1996). Toutes ces études indiquent qu'il y a de fortes raisons écologiques et économiques pour soutenir des populations d'oiseaux en bonne santé. Il est donc très important d'évaluer l'état de la biodiversité aviaire et son changement suite à des perturbations du couvert forestier. Les communautés aviaires sont particulièrement sensibles aux changements dans la structure et la composition forestière (Drapeau *et al.*, 2000; Sekercioglu, 2002; Fleishman *et al.*, 2003; Lee et Rotenberry, 2005; Mac Nally, 1990). Par conséquent, les oiseaux ont un fort potentiel d'indicateurs écologiques. Un groupe aviaire remarquable présentant une grande sensibilité à la modification de la forêt est la famille des pics (*Picidae*). Les pics sont susceptibles d'être affectés par les opérations forestières qui modifient la structure et la composition naturelle des forêts (Thompson *et al.*, 2003; Mikusiński, 2006) et qui

retiennent le bois sénescant et mort lors de la récolte (Lindenmayer et Noss, 2006). Les impacts de l'aménagement forestier sur les picidés pourraient s'appliquer aussi sur une portion plus large de la communauté d'oiseaux forestiers. Les pics sont de ce fait des cibles importantes pour la recherche et le suivi en lien avec les pratiques d'aménagement durable des forêts soucieuses du maintien de la biodiversité (Short et Horne, 1990; Virkkala, 2006, Drapeau *et al.*, 2008).

Les indicateurs de biodiversité permettent d'évaluer les impacts des traitements sylvicoles sur les organismes occupant le milieu. Les réponses aux questions posées par notre étude seront utiles pour orienter les forestiers et les gestionnaires gouvernementaux responsables des plans d'aménagement à établir des cibles de conservation de la biodiversité. Les relations observées entre les espèces et leur habitat suggèrent que les besoins des espèces indicatrices peuvent être traduits en lignes directrices, qui peuvent être ensuite utilisées directement dans la gestion pratique des forêts pour l'ensemble de la diversité biologique. Les études sur les indicateurs de biodiversité sont peu nombreuses en Amérique du Nord (Drever *et al.*, 2008). Elles le sont encore moins en forêts aménagées et quasi inexistantes dans les habitats résiduels linéaires, qui constituent pourtant la forme de rétention la plus commune dans les grandes agglomérations de coupes en forêt boréale de l'est du Canada (Ouellet-Lapointe *et al.*, 2012). La forêt boréale mixte du Québec a majoritairement été transformée par la colonisation et la foresterie moderne (Drapeau *et al.*, 2000) et il est donc important de surveiller la réponse de la diversité biologique en fonction de ces changements qui s'y opèrent au niveau des habitats et de leur composition en espèces.

0.2 Les indicateurs de biodiversité

Landres et ses collaborateurs (1988, p.317) définissent une espèce indicatrice comme un organisme dont les caractéristiques (par exemple, la présence ou l'absence, la densité de la population, la dispersion, le succès de reproduction) sont utilisées comme un indice d'attributs trop difficiles ou coûteux à mesurer pour les autres espèces ou comme indices d'attributs des conditions d'un milieu (Landres *et al.*, 1988; Stork et Samways, 1995; McGeoch, 1998; Niemi et McDonald, 2004). De fait, selon Spellerberg (1994), le terme d'espèce indicatrice est porteur de diverses notions dont : (1) celle d'espèce parapluie dont la présence indique la présence d'un ensemble d'autres espèces, (2) celle d'espèce clé (Terborgh, 1986), qui est une espèce dont l'accroissement ou la perte dans un écosystème conduit à des changements majeurs dans l'abondance ou la survie d'au moins une autre espèce (par exemple, Mills *et al.*, 1993), et (3) celle utilisée dans la gestion d'un écosystème, qui reflète les effets d'un type de perturbation ou l'efficacité des efforts visant à en atténuer les effets (Milledge *et al.*, 1991).

L'utilisation d'espèces indicatrices pour suivre ou évaluer les conditions environnementales est une tradition solidement établie en écologie, en toxicologie environnementale, en contrôle de la pollution, en agriculture, en foresterie et en gestion de la faune (Thomas, 1972; Ott, 1978; Cairns *et al.*, 1979). Les études utilisant des espèces indicatrices pour prévoir la diversité des espèces chez d'autres taxons ont été réalisées à différentes échelles spatiales (Szaro, 1986; Pearson et Cassola, 1992; Prendergast et Eversham, 1997; Bibby *et al.*, 1992; Margules *et al.*, 1994). Plusieurs études ont tenté de trouver un ensemble d'espèces qui reflète la richesse totale d'autres organismes vivants ou de groupes taxonomiques plus diversifiés (par exemple, Kremen, 1992; Pearson, 1994; Prendergast et Eversham, 1997; Jonsson et Jonsell, 1999; Gustafsson, 2000; Araujo *et al.*, 2004; Kati *et al.*, 2004; Similä *et al.*, 2006; Brin *et al.*, 2009; Lewandowski *et al.*, 2010). Le concept

d'espèce indicatrice et son utilisation ont reçu une attention croissante pour l'application dans la gestion durable et écologique des forêts (par exemple, Landres *et al.*, 1988; Noss, 1990; McKenney *et al.*, 1994). Le concept est potentiellement important étant donné l'impossibilité de gérer l'énorme éventail de taxons dans les écosystèmes forestiers (Margules et Lindenmayer, 1996). En effet, il n'y aura probablement jamais assez de ressources pour surveiller ou gérer activement toutes les espèces. Ainsi, le concept d'espèce indicatrice apparaît intuitivement utile et économiquement défendable (Niemi *et al.*, 1997).

Il a longuement été débattu si les vertébrés pouvaient être des espèces indicatrices efficaces (Landres *et al.*, 1988; Linnell *et al.*, 2000). Pourtant, la présence des oiseaux est souvent corrélée positivement à d'autres éléments de la biodiversité dans les forêts suédoises (Mikusiński, 1997; Gunnarsson *et al.*, 1999) et semble en général répondre à la fragmentation des habitats à des échelles semblables à celles de certains petits mammifères et insectes (Andrén, 1994; Bender *et al.*, 1998). Les oiseaux représentent l'un des groupes taxonomiques les mieux étudiés des animaux. De nombreuses études ont démontré que les facteurs d'exploitation à l'échelle du paysage sont d'une grande importance pour expliquer la présence et l'abondance de nombreuses espèces aviaires (par exemple, Jokimaki et Huhta, 1996; Drapeau *et al.*, 2000; Huhta *et al.*, 2004). Certaines espèces d'oiseaux spécialisées au niveau des habitats forestiers ont été proposées comme des indicateurs efficaces de la diversité aviaire (Jansson, 1998; Mikusiński *et al.*, 2001; Suter *et al.*, 2002; Jansson et Andrén, 2003; Pakkala *et al.*, 2003), ainsi que pour indiquer certaines qualités de l'habitat forestier (Mörtberg et Wallentinus, 2000; Uliczka et Angelstam, 2000). De nombreux oiseaux sont également bien connus par les gestionnaires ainsi que par le grand public et peuvent par conséquent être utiles pour communiquer les besoins de conservation dans les habitats forestiers (Uliczka *et al.*, 2004).

0.3 Les habitats linéaires dans les paysages aménagés

Au Québec, le Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine public (RNI; Gouvernement du Québec, 1996) oblige les compagnies forestières détenant un permis d'exploitation à conserver entre deux aires de coupe un séparateur de 60 à 125 m de largeur sur une superficie de 8 à 10 ha (selon les dimensions des aires déboisées adjacentes). Elles doivent aussi laisser des lisières boisées de vingt mètres de largeur en bordure des lacs et cours d'eau permanents dans les aires aménagées par la coupe totale. Une partie des tiges commerciales peut toutefois y être prélevée à condition que leur densité ne soit pas sous les 500 arbres par hectare dans le peuplement riverain. Bien que les bandes riveraines aient été définies avant tout pour préserver la qualité de l'eau et que les séparateurs de coupe ont été mis en place pour atténuer l'impact visuel des coupes, ces habitats linéaires constituent en forêt aménagée les seuls sites où on retrouve encore des forêts âgées (Drapeau et Imbeau, 2006). Ces habitats linéaires peuvent servir d'écrans visuels et de corridors pour le déplacement de la faune (Ferron et St-Laurent, 2005). Ces forêts résiduelles constituent donc dans le cadre actuel de gestion, en omettant les secteurs inaccessibles, les seuls refuges biologiques pour la faune désertant les coupes récentes dans des paysages ayant été soumis à la récolte forestière. Dans le cas des séparateurs de coupe, la récolte des arbres est toutefois autorisée dès que la régénération du parterre de coupe adjacent atteint une hauteur de 3 m. Dans plusieurs secteurs récoltés à la fin des années 1990, la réglementation actuelle permet donc dès maintenant la récolte de ces derniers fragments de forêts âgées (Drapeau et Imbeau, 2006). La forme singulière des habitats linéaires les rend particulièrement vulnérables aux chablis et sensibles à l'« effet delisière ». La lisière est une zone de transition entre deux milieux, dont l'un est le plus souvent une forêt. Ce milieu est donc particulier puisqu'il possède des conditions climatiques et écologiques propres et qu'il accueille à la fois des espèces des deux types de milieux, ainsi que certaines

spécifiques à la lisière. Source de richesse biologique, la lisière peut toutefois avoir des effets négatifs si elle est fortement artificialisée ou mince. On parle donc d'effet de lisière pour décrire les impacts négatifs des lisières artificielles créées dans les milieux naturels, par la coupe forestière par exemple. Plusieurs études démontrent que pour les séparateurs de coupes de moins de 60 m, cet effet s'étend à leur intégralité (Mascarúa López *et al.*, 2006; Boucher *et al.*, 2011). Ceci pourrait avoir un impact majeur sur la dynamique des populations d'espèces associées aux forêts.

Les forêts âgées sont dynamiques et le processus de vieillissement se traduit par la mise en place d'une variabilité structurale des peuplements à laquelle les assemblages d'oiseaux sont étroitement associés (Drapeau *et al.*, 2003). La complexité accrue de la structure du couvert forestier dans les vieilles forêts se traduit par l'accroissement de la richesse en espèces, notamment des espèces associées à la matière ligneuse morte (Cadieux et Drapeau, 2017). Toutefois, en pessière à mousses en Abitibi, ce point chaud de diversité aviaire est concentré dans les premiers stades de vieillissement (Drapeau *et al.*, 2003; Cadieux et Drapeau, 2017). Or, ce sont également ces forêts qui sont fortement récoltées par l'industrie, leur volume étant au-delà de 50 m³/ha; les forêts les plus vieilles (> 200 ans) étant trop ouvertes et comptant une trop faible densité d'arbres pour être récoltées (Drapeau et Imbeau, 2006). Dans ces circonstances, les plus vieilles forêts ne peuvent servir d'habitat alternatif pour les espèces associées aux forêts qui dépassent l'âge d'exploitabilité (Drapeau *et al.*, 2002). Les massifs forestiers matures et âgés non coupés, de même que les habitats résiduels (bandes riveraines, aires de confinements d'originaux et séparateurs de coupes) dans les grandes agglomérations de coupes où sont pratiquées la coupe totale et la coupe avec protection de la régénération et des sols, constituent les seuls refuges encore existants pour ces espèces. Plusieurs auteurs ont suggéré que les habitats résiduels pouvaient maintenir des picidés nicheurs en paysages aménagés (Imbeau et Desrochers, 2002; Whitaker et Montevecchi, 1997). Ces habitats peuvent être importants pour la reproduction des picidés dans des paysages où la récolte a eu lieu

il y a plus de quinze ans (Ouellet-Lapointe, 2010; Ouellet-Lapointe *et al.*, 2012). Ouellet-Lapointe (2010) a détecté des densités de nids élevées et, pour certaines espèces, un succès ainsi qu'une productivité de nids équivalents à ceux des nids observés en forêt naturelle non aménagée. La récolte totale ou partielle des habitats résiduels linéaires pourrait avoir des effets néfastes sur l'occupation du territoire par les espèces cavicoles (Clarke, 2008). La sauvegarde de ces refuges dans les territoires aménagés pourrait donc offrir aux populations des espèces spécialistes des forêts fermées âgées la possibilité de se maintenir dans ces environnements. L'utilisation des habitats résiduels par les autres oiseaux forestiers reste cependant incertaine, peu d'études ayant examiné la question (voir toutefois Darveau *et al.*, 1995; Boulet *et al.*, 2003).

Les fluctuations de populations fauniques sujettes à la perturbation de leur habitat par la récolte forestière ont fait l'objet de plusieurs travaux de recherche dans les dernières décennies (Dussault *et al.*, 1998; Imbeau *et al.*, 1999; Drapeau *et al.*, 2000; 2003; 2009a; 2009b; Potvin *et al.*, 1999; Thompson *et al.*, 2003; Ferron et St-Laurent, 2005; Etcheverry *et al.*, 2005; Potvin *et al.*, 2005). Plusieurs études ont montré que la perte et la fragmentation de forêts matures et âgées ainsi que la multiplication d'habitats ouverts restreignent les mouvements des oiseaux forestiers (Machtans *et al.*, 1996; Desrochers et Hannon, 1997; Rail *et al.*, 1997; Bélisle *et al.*, 2001). La dynamique démographique d'une population peut donc être directement influencée par la configuration de l'habitat et notamment par sa connectivité (Dunning *et al.*, 1992). Dans ce contexte, les habitats résiduels favorisant le déplacement de la faune apparaissent comme des solutions efficaces pour maintenir et restaurer la connectivité des paysages perturbés par les activités anthropiques (Dunning *et al.*, 1995; Machtans *et al.*, 1996; Beier et Noss, 1998). Cependant, en forêt boréale, les changements observés des communautés d'oiseaux forestiers seraient plus dus à la perte nette d'habitats plutôt qu'à la fragmentation (Schmiegelow et Mönkkönen, 2002). Les composants des forêts anciennes et des habitats créés par de grandes perturbations

naturelles, tels que les chicots et le bois mort, sont souvent perdus suite à la récolte forestière (Schmiegelow et Mönkkönen, 2002). Dans ce cas, les habitats linéaires pourraient assurer le maintien d'éléments structuraux diversifiés et propres aux forêts âgées qui sont importants pour maintenir la diversité biologique qui est associée à ce stade de développement de la forêt.

0.4 Objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude consiste à mieux définir le rôle d'indicateur des picidés pour l'ensemble des passereaux forestiers ainsi que d'en établir la portée et les limites. Peu d'études utilisant des indicateurs de biodiversité ont été réalisées à l'échelle des paysages aménagés, sur de grandes superficies aménagées telles que les agglomérations de coupes. L'objectif principal de l'étude est donc de tester la valeur des pics comme indicateurs de biodiversité aviaire dans des conditions d'aménagement forestier qui couvrent de grandes unités territoriales de plusieurs centaines de km².

De façon plus détaillée, le premier chapitre a pour objectif de 1) déterminer si les picidés peuvent servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers, 2) d'évaluer si la richesse en espèces de passereaux forestiers et la richesse en espèces de pics sont corrélées aux mêmes variables de l'habitat et 3) déterminer si la régénération du couvert forestier dans les parterres de coupes adjacents affecte le rôle d'indicateur des pics pour la diversité aviaire forestière.

Les objectifs du deuxième chapitre sont complémentaires à ceux du premier chapitre, mais touchent davantage des enjeux portant sur les techniques d'échantillonnage des pics. Bien que les picidés montrent un fort potentiel comme indicateurs écologiques

de la diversité aviaire en forêt (Mikusiński *et al.*, 2001; Drever *et al.*, 2008), leur utilité doit se traduire par une réduction du temps, des coûts et de l'énergie liés à un inventaire complet des passereaux forestiers occupant un milieu. Or, déterminer l'occupation des habitats par les pics par la recherche systématique de cavités actives au moyen d'une caméra télescopique est un travail très exigeant et énergivore. Un outil alternatif pour mesurer la présence des pics, tel que la repasse de chants (« playback »), pourrait s'avérer être un bon raccourci. Dans le deuxième chapitre, nos objectifs spécifiques sont 1) d'explorer la fiabilité des indices auditifs de richesse des pics à traduire l'activité reproductrice de ces derniers et 2) de comparer la fiabilité de cette méthode de dénombrement entre les forêts résiduelles dans les paysages aménagés et les forêts continues non aménagées pour évaluer si elle s'avère comparable dans ces deux systèmes.

CHAPITRE I

L'UTILISATION DES HABITATS RÉSIDUELS LINÉAIRES PAR LES PICIDÉS
ET LES PASSEREAUX FORESTIERS ASSOCIÉS AUX FORÊTS MATURES
DANS LES AGGLOMÉRATIONS DE COUPES EN FORÊT BORÉALE MIXTE

Juliette Duranleau^{1,2}, Pierre Drapeau^{1,2} et Louis Imbeau^{2,3}

¹Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable,
Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888,
Succursale Centre-Ville, Montréal, Qc, Canada, H3P 3P8.

²Centre d'étude de la forêt, Département des sciences biologiques, Université du
Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale
Centre-Ville, Montréal, Qc, Canada, H3P 3P8.

³Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable,
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de recherche sur les forêts,
445 boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Qc, Canada, J9X 5E4.

1.1 Résumé

Les indicateurs écologiques servent d'outil pour évaluer l'état de la biodiversité et son changement suite à des perturbations, telles que celles générées par l'aménagement forestier. Les oiseaux ont un fort potentiel comme indicateurs écologiques, car ils répondent fortement aux grands changements de la structure et de la composition du couvert forestier. Un groupe aviaire particulièrement sensible aux opérations forestières est la famille des Picidés. La présence de plusieurs espèces de pics dans un écosystème forestier serait un indicateur de pratiques forestières durables. Les impacts de l'aménagement forestier sur les picidés sont donc susceptibles de s'appliquer aussi sur une portion plus large de la communauté d'oiseaux forestiers. L'incertitude reste de savoir si les pics peuvent être de bons indicateurs de biodiversité aviaire dans des conditions d'aménagement forestier qui couvrent de grandes unités territoriales sur plusieurs centaines de km², telles les agglomérations de coupes totales avec habitats résiduels linéaires. Nous examinons trois questions principales : 1) les picidés peuvent-ils servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers dans les agglomérations de coupes en forêt boréale ?, 2) les richesses en espèces de passereaux forestiers et de pics sont-elles associées aux mêmes variables d'habitat ? et 3) la régénération du couvert forestier dans les parterres de coupes adjacents affecte-elle le rôle d'indicateur des pics pour la diversité aviaire forestière ? Trois dénombrements des passereaux par point d'écoute et des pics par repasse de chant ainsi qu'un inventaire de végétation ont été menés en Abitibi dans 100 stations réparties dans des habitats résiduels linéaires et des massifs de forêts non aménagés. La richesse spécifique des passereaux forestiers a été traitée par groupes fonctionnels d'espèces. Des analyses par sélection de modèles au moyen du critère d'information d'Akaike ont été effectuées. Nos résultats montrent entre autres que les pics ont un statut d'indicateur de la richesse des oiseaux associés aux forêts matures dans les paysages forestiers naturels en forêt boréale de l'est du Canada. Toutefois, ce rôle est altéré (relation négative) par la perte nette du couvert forestier et la configuration linéaire des habitats résiduels dans les agglomérations de coupes, rendant les pics moins fiables pour statuer sur la richesse des autres oiseaux associés à la forêt mature dans un contexte de paysages aménagés. En effet, les pics maintiennent une occupation importante des habitats linéaires tandis que ce n'est pas le cas pour toutes les espèces de passereaux de forêts matures. Cela pourrait expliquer pourquoi le lien entre la richesse des pics et celles des passereaux de forêts matures est quasi-absent dans ces habitats.

Mots clés : *Pics, indicateurs écologiques, biodiversité aviaire, aménagement forestier, forêt boréale mixte.*

1.2 Introduction

L'un des principaux enjeux de la biologie de la conservation est de savoir comment évaluer la biodiversité et comment estimer son changement. Dans la pratique, il est souvent impossible de mesurer toutes les composantes complexes de la biodiversité, et ce, même si une étude est limitée dans ses aspects spatiaux et temporels. Une solution à ce problème consiste à utiliser des espèces ou des groupes d'espèces indicatrices (Stork et Samways, 1995; Block *et al.*, 1995; Lambeck, 1997; Roberge et Angelstam, 2004). Les indicateurs de biodiversité peuvent servir d'outil pour évaluer l'état de la biodiversité ainsi que son changement suite à des perturbations, telles que l'exploitation forestière (Szaro et Balda, 1982; Noss, 1990; Morrison *et al.*, 1992; Hawksworth, 1995) et peuvent servir de représentants pour un plus grand nombre d'espèces (Hawksworth et Rose, 1970; Block *et al.*, 1986; Furness et Greenwood, 1993; Thomson *et al.*, 2005).

Les communautés aviaires sont particulièrement sensibles à l'aménagement forestier (Sekercioglu, 2002; Fleishman *et al.*, 2003; Lee et Rotenberry, 2005; Mac Nally, 1990; Drapeau *et al.*, 2016) et ont, par conséquent, un fort potentiel comme indicateurs écologiques. Un groupe aviaire remarquable présentant une grande sensibilité à la modification de la forêt est la famille des pics (*Picidae*). Les pics sont reconnus comme étant sensibles aux opérations forestières qui modifient la structure et la composition naturelle des forêts (Thompson *et al.*, 2003; Mikusiński, 2006) et qui retirent le bois âgé et mort lors de la récolte (Lindenmayer et Noss, 2006). La présence de plusieurs espèces de pics dans un écosystème forestier a été suggérée comme un indicateur de pratiques d'aménagement forestier durable (Mikusiński et Angelstam, 1997; Scherzinger, 1998; Wübbenhorst et Südbeck, 2003). De plus, plusieurs espèces de picidés sont perçues comme des espèces clés, puisque leurs activités d'excavation soutiennent de nombreux utilisateurs secondaires de cavités qui ne peuvent pas les creuser eux-mêmes (Martin et Eadie, 1999; Angelstam et

Mikusiński, 1994). Les impacts de l'aménagement forestier sur les picidés sont donc susceptibles de s'appliquer aussi sur une portion plus large de la communauté d'oiseaux forestiers. Inversement, une gestion forestière ciblée sur la conservation des pics (par exemple, l'entretien de l'hétérogénéité structurelle et la rétention du bois mort) est possiblement bénéfique à l'ensemble de la communauté aviaire forestière (Kumar *et al.*, 2011). Les pics pourraient être de ce fait des espèces indicatrices importantes pour la recherche en biologie de la conservation des paysages forestiers et pour le suivi en lien avec les pratiques d'aménagement forestier durable soucieuses du maintien de la biodiversité (Short et Horne, 1990; Imbeau *et al.*, 2001; Virkkala, 2006; Drapeau *et al.*, 2009a; 2009b).

Mikusiński et ses collaborateurs (2001) ont été les premiers à proposer que les pics puissent être de bons indicateurs de la richesse des communautés d'oiseaux forestiers. Ils ont utilisé les données de l'Atlas ornithologique polonais et ont trouvé, à l'échelle régionale, une relation positive entre la richesse en espèces de pics et la richesse en espèces d'oiseaux forestiers. Dans le nord de l'Europe, Roberge et Angelstam (2006) ont constaté que les espèces de pics étaient parmi les meilleurs indicateurs de la richesse aviaire dans de grandes parcelles de forêt. En Amérique du Nord, dans les forêts suboréales de la Colombie-Britannique, Drever et ses collaborateurs (2008) ont montré que la richesse des oiseaux forestiers était également positivement associée à la richesse des pics à l'échelle de forêts résiduelles de forme non-linéaire (15-35 ha), et ce, peu importe leur type d'aménagement. Ils ont également constaté que la richesse des oiseaux forestiers et la richesse des pics étaient associées à des attributs d'habitats communs (par exemple, une relation positive avec le nombre d'espèces d'arbres) et répondaient de façon similaire à l'aménagement forestier. Dans l'ensemble, ces études suggèrent donc que la richesse en espèces de pics peut être un indicateur fiable de la richesse aviaire à différentes échelles, tant dans des forêts naturelles que dans des forêts aménagées. Il reste cependant à savoir si les pics peuvent être d'aussi bons indicateurs de la diversité aviaire dans les habitats résiduels linéaires (bandes

riveraines et séparateurs de coupes) qui constituent la majorité de la rétention de forêt mature et âgée au sein des vastes agglomérations de coupes pratiquées sur plusieurs centaines de km² dans les paysages aménagés en coupes totales de la forêt boréale de l'est du Canada (Potvin et Bertrand, 2004; Drapeau *et al.*, 2009a; Venier *et al.*, 2014). Peu d'études utilisant des indicateurs de biodiversité ont été réalisées dans les habitats résiduels linéaires de ces grands paysages aménagés. La présente recherche contribue à combler ce manque de connaissances car elle mesurera la valeur des pics comme indicateurs de la diversité aviaire dans les forêts résiduelles de grandes agglomérations de coupe en forêt boréale mixte du nord-ouest du Québec, Canada. Cette étude aborde la question du rôle d'indicateur des pics pour des forêts résiduelles de configuration linéaire et qui sont donc potentiellement affectées par l'effet de lisière (Mascarúa López *et al.*, 2006; Harper et Macdonald, 2011) qui, dans des paysages aménagés par l'agriculture, s'est avéré particulièrement négatif pour les oiseaux forestiers (Wilcove *et al.*, 1986; Robbins *et al.*, 1989; Robinson et Wilcove, 1994; Donovan *et al.*, 1995). Bien que la rétention d'habitats linéaires soit commune en forêt boréale, et ce notamment au Québec (Potvin et Bertrand, 2004), très peu d'études ont tenté d'en mesurer les effets sur l'avifaune à l'échelle des grandes agglomérations de coupes (voir toutefois Darveau *et al.*, 1995; Boulet *et al.*, 2003). À notre connaissance, la présente étude est la première à évaluer le rôle d'indicateur des pics pour l'avifaune forestière dans les habitats linéaires d'agglomérations de coupes.

Nous comparons la relation entre la richesse spécifique des pics et des oiseaux forestiers dans deux paysages (naturel et aménagé) de la forêt boréale mixte dans le nord-ouest du Québec. Nous abordons 5 questions spécifiques avec les hypothèses suivantes : 1) La richesse des picidés sera indicatrice de l'occupation des habitats par les passereaux forestiers dans la forêt continue naturelle de notre région d'étude, 2) La richesse des picidés sera indicatrice de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers dans les grandes agglomérations de coupes en forêt boréale, 3) La régénération de la végétation dans les parterres de coupes affectera la

relation entre la richesse en espèces de pics et la richesse des passereaux forestiers, 4) Les patrons de richesse en espèces de passereaux forestiers et de richesse en espèces de pics seront associés aux mêmes variables d'habitat et 5) La richesse des pics et les transformations de l'habitat qui en résultent (cavités et marques d'alimentation) ajouteront un effet additif à l'explication des relations entre les variables de l'habitat et la richesse des passereaux de forêts matures. Ici, nous émettons l'hypothèse que l'activité des pics pourrait créer de nouvelles conditions d'habitat favorables à la présence de ces espèces. Dans ce cas, l'éventuelle relation entre la richesse de pics et la richesse des passereaux de forêts matures ne serait pas seulement due à des exigences partagées de variables de l'habitat, mais les pics constitueraient un marqueur de conditions d'habitat qui vient s'ajouter aux autres variables mesurées.

1.3 Méthodes

1.3.1 Aire d'étude

L'étude a eu lieu dans la portion sud de la forêt boréale du nord-ouest du Québec (Abitibi) dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, située dans la ceinture d'argile «Clay belt» du Québec et de l'Ontario (Saucier *et al.*, 1998). La région se caractérise par des dépôts d'argile provenant du lac proglaciaire Barlow-Ojibway et de basses collines rocheuses (Vincent et Hardy, 1977; Leduc et Harvey, 1999). La zone d'étude est plus précisément située dans la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD), à 45 km au nord-ouest de Rouyn-Noranda (48°27'N, 79°27'W). La température moyenne, à Sainte-Germaine-de-Boulé (20 km au nord du territoire d'étude), est de 3.1 °C, tandis que les chutes de pluie et de neige annuelles moyennes sont respectivement de 890,5 mm et de 327,8 cm (Environnement Canada, 2015).

Notre zone d'étude se compose de deux types de paysages. Le premier est un paysage forestier continu non aménagé couvrant plus de 35km² et situé dans la zone de conservation de la FERLD. Cette portion de la FERLD est une forêt mixte qui est principalement dynamisée par des perturbations naturelles de feux et d'épidémies d'insectes (Bergeron, 1991; Bergeron *et al.*, 1995). Le second territoire, situé à environ 20 km au sud-ouest, est un paysage aménagé en agglomérations de coupe totale et de coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), où on retrouve sur plus de 100 km² des forêts résiduelles surtout concentrées en habitats linéaires (bandes riveraines et séparateurs de coupe). Les bandes riveraines sont des lisières boisées, généralement de 20 m de large, conservées en tout temps en bordure des cours d'eau. Une récolte partielle y est permise avec le maintien d'un minimum de 500 tiges à l'hectare (MRNQ, 1996). Les séparateurs de coupe sont des lisières boisées beaucoup plus larges, de 60 à 100 m de largeur, conservées entre deux parterres de coupe jusqu'à ce que la régénération adjacente ait atteint 3 m de hauteur (minimum 10 ans; MRNQ, 1996). La forêt mature (>70 ans) dominée par les peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides*) correspond à 60 % du couvert forestier total dans le paysage aménagé (MRNFQ, 2010). La composition des peuplements varie en fonction du temps écoulé depuis le feu, des peuplements de début de succession dominés par des feuillus (peuplier faux-tremble, bouleau à papier (*Betula papyrifera*)), à des peuplements mixtes (épinette blanche (*Picea glauca*)), aux peuplements résineux (sapin baumier (*Abies balsamea*), thuya occidental (*Thuja occidentalis*)) (Bergeron, 2000). Dans certains peuplements, le thuya occidental, l'épinette noire (*Picea mariana*) et l'épinette blanche sont présents comme espèces accompagnatrices (Rowe, 1972).

1.3.2 Méthodes

Au printemps et à l'été 2016, nous avons recensé les oiseaux dans 100 stations d'échantillonnage, dont 75 stations en zone aménagée et 25 stations en forêt continue non aménagée. Toutes les stations ont été disposées en forêt mixte et feuillue. En zone aménagée, les stations ont été disposées le long d'un transect séparant les habitats linéaires de façon longitudinale. La largeur des habitats sélectionnés variait de 29 à 195 m. En forêt continue non aménagée, une partie des stations (12) a été disposée en bordure du lac Duparquet, à 25 m de la rive, afin d'avoir une proportion de stations comparables avec les stations situées dans les bandes riveraines en zone aménagée (17).

Au sein des deux types d'habitats linéaires, des classes se distinguant par l'âge de récolte du bloc de coupe adjacent (4 à 6 ans, 7 à 12 ans, 13 à 24 ans, 25 ans et plus) ont été sélectionnées pour couvrir un gradient de temps depuis la récolte (4 à 32 ans). Ceci a été fait afin de tester si la potentielle relation entre la richesse en espèces de pics et la richesse des passereaux forestiers dans les habitats résiduels linéaires s'accroît en fonction de la régénération du couvert forestier dans les parterres de coupes adjacents. Ainsi, en sélectionnant des habitats linéaires couvrant un spectre étendu de classes d'âge depuis la coupe, nous avons une meilleure représentativité des différentes hauteurs de régénération disponibles dans le paysage adjacent à l'étude.

Les dénombrements d'oiseaux permettant d'estimer la richesse en espèces de passereaux forestiers ont été réalisés pendant les mois de mai et juin 2016, période qui correspond au pic des activités de chants des passereaux et à la période de nidification de pics et des passereaux forestiers (Drapeau *et al.*, 1999; 2000). Nous avons toutefois exclu les oiseaux de proie, les espèces de zones humides ou agricoles, les corvidés (sauf le geai bleu; *Cyanocitta cristata*), la gélinoite huppée (*Bonasa*

umbellus) ainsi que le colibri à gorge rubis (*Archilochus colubris*) de l'étude parce qu'ils ont soit de trop grands territoires ou ne peuvent pas être associés de façon fiable à des habitats forestiers spécifiques (Roberge et Angelstam, 2006). La méthode de points d'écoute (Hutto *et al.*, 1986; Blondel *et al.*, 1970; 1981; Ralph *et al.*, 1993; Drapeau *et al.*, 1999) a été utilisée pour faire le recensement des espèces de passereaux. Chaque station a été visitée trois fois pendant la session de nidification. L'heure à laquelle les stations ont été visitées était variée pour éviter les effets confondants liés à l'hétérogénéité temporelle. De 05 h 00 à 9 h 30, des points d'écoute ont été réalisés à chaque station pendant trois périodes de cinq minutes totalisant 15 minutes au cours desquelles tous les oiseaux vus ou entendus dans un rayon de 75 m (1,77 ha) autour du point central de la station ont été notés (Drever *et al.*, 2008; Jansson et Andrén, 2003; Uliczka et Angelstam, 2000; Harrison *et al.*, 2005; Drapeau *et al.*, 1999; 2000). Une période de silence d'une minute a été respectée avant de commencer chaque période d'écoute de 15 minutes. Les oiseaux vus en train de voler au-dessus de la canopée des arbres n'ont pas été comptés (Jansson et Andrén, 2003; Roberge et Angelstam, 2006). Enfin, les points d'écoute ont été réalisés sous un ciel clair ou partiellement nuageux, les matins sans précipitations et quand la vitesse du vent ne dépassait pas 8 km/h (Drapeau *et al.*, 2000; Roberge et Angelstam, 2006).

Les inventaires de la diversité de pics ont été faits en utilisant des repasses de cris et tambourinements (« playback »; Roberge et Angelstam, 2006; Wübbenhorst et Südbeck, 2003; Martin et Eadie, 1999) avec l'aide d'enregistrements et de haut-parleurs. Ces recensements ont été menés pendant les mois de mai et juin 2016, période couvrant les pics d'activités de cris/percussions et de reproduction des picidés (Martin et Eadie, 1999; Dudley et Saab, 2003). Le volume de l'appareil a été ajusté pour qu'on puisse l'entendre jusqu'à 75 m en milieu forestier (milieu fermé). Une minute de silence était observée avant le début de chaque visite de « playback », puis une séquence d'appels de chaque espèce de pics connue pour être dans la zone

d'étude était jouée deux fois. Chaque espèce était appelée avec le « playback » pendant 30 secondes, suivi par une période de 30 secondes d'écoute, puis un second appel de la même espèce et un autre 30 secondes d'écoute (Martin et Eadie, 1999). Les appels ont été joués en fonction de la taille des pics, allant du plus petit (Pic mineur; *Picoides pubescens*) au plus grand (Grand Pic; *Dryocopus pileatus*; Martin et Eadie, 1999). Toutes les espèces de pics vues ou entendues pendant chaque appel ont été notées (Roberge et Angelstam, 2006). Pour chaque relevé, la distance (plus ou moins 75 m) de chaque cri/percussion entendu a également été notée. Trois visites de « playback » ont eu lieu à chaque site au cours de la période de nidification. Les repasses de cris et les tambourinements ont été effectués les jours où les conditions climatiques étaient favorables à la détection des oiseaux, soit lorsque le vent était faible et qu'il n'y avait pas de précipitations. Les stations ont été visitées entre 05 h 00 et 10 h 00. L'heure à laquelle les stations ont été visitées était variée pour éviter les effets confondants liés à l'hétérogénéité temporelle des manifestations acoustiques des oiseaux.

La caractérisation de l'habitat a été faite dans chaque station d'écoute/d'appel ainsi qu'au pourtour de chaque station pour les stations de la zone aménagée dans l'habitat adjacent à la forêt linéaire. À l'échelle de la station d'écoute/d'appel (conditions locales), l'échantillonnage a été fait à l'intérieur de parcelles circulaires de 400 m² (11,2 m de rayon) distribuées de façon systématique à chaque station d'échantillonnage (une parcelle par station). Nous y avons dénombré les arbres de plus de 10 cm de diamètre à la hauteur de poitrine (dhp; Cooke et Hannon, 2012). Les données suivantes ont été récoltées pour chaque arbre vivant ou mort : l'essence, le dhp, la classe de dégradation et pour les peupliers faux-trembles, la présence/absence de polypores du tremble (*Phellinus tremulae*). Les troncs d'arbres ont été classés en catégories de taille de dhp : 10-12,4 cm, 12,5-14,9 cm, 15-24,9 cm, 25-34,9 cm, 35-45 cm et plus de 45 cm (Ouellet-Lapointe, 2010; Drever *et al.*, 2008). La classification de dégradation des arbres a été attribuée selon un système décrit dans

Ouellet-Lapointe (2010) pour les feuillus et dans Imbeau et Desrochers (2002) pour les conifères. De plus, dans chaque parcelle, des pourcentages de recouvrement et d'enrésinement ont été déterminés pour chacune des strates de hauteur suivantes : moins de 1 m, 1 à 4 m, 4 à 7 m, 7 à 12 m, 12 à 17 m et plus de 17 m (Drapeau *et al.*, 2000). À l'échelle de l'habitat adjacent, nous avons considéré deux variables pouvant avoir un effet sur la présence des espèces à l'étude. Étant donné que nous soutenons l'hypothèse que le rôle d'indicateur des pics évolue en fonction de la régénération de la végétation adjacente aux habitats linéaires (changements structuraux de la matrice coupée), la hauteur et le recouvrement de la régénération ont été mesurés. Des transects de 100 m ont été disposés de part et d'autre des habitats linéaires de façon perpendiculaire à la bordure pour mesurer à intervalles de 10 m la hauteur de la régénération et le pourcentage de recouvrement à chaque station de dénombrement des oiseaux (Tableau 1.1).

1.4 Analyses statistiques

Nous avons évalué la capacité des espèces de pics à 1) servir d'indicateurs de l'occupation des habitats par les passereaux forestiers. Nous avons également évalué 2) l'effet de la régénération de la végétation dans les parterres de coupe sur le rôle d'indicateur des pics ainsi que 3) les variations de la richesse des passereaux forestiers et des pics à différentes variables de végétation. Finalement, nous avons évalué 4) si les pics représentent un effet additif à l'habitat. Toutes les analyses ont été réalisées dans un premier temps pour l'ensemble des passereaux forestiers, puis dans un second temps en regroupant les espèces d'oiseaux forestiers détectées lors des points d'écoute en fonction de leur association à des stades de développement structural du couvert forestier dans l'un des groupes fonctionnels suivants : les espèces de stades arbustifs, les espèces associées aux jeunes forêts, les espèces de

forêts matures et les espèces généralistes qui peuvent être rencontrées dans ces trois stades de développement de couvert forestier. Cette classification des oiseaux forestiers est basée sur une étude intensive de la distribution des oiseaux dans les forêts dans la même région d'étude (Drapeau *et al.*, 2000). Toutes les espèces de passereaux et de pics détectées à au moins une des trois visites de recensement ont été incluses dans les modèles. Afin d'approfondir davantage l'analyse des variations de la richesse des passereaux forestiers et des pics à différentes variables de végétation ainsi que l'effet additif des pics à l'habitat, les tests statistiques ont également été faits avec un sous-groupe des espèces de forêts matures nommé « passereaux utilisateurs de bois mort ». Seules les espèces les plus susceptibles d'être associées aux pics (espèces ayant des besoins en habitat très similaires aux pics) ont été conservées dans ce groupe : mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*), mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*), sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), grimpereau brun (*Certhia americana*), quiscal brun (*Quiscalus quiscula*) et troglodyte des forêts (*Troglodytes hiemalis*). Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R 3.0.2 (Core Team, 2007).

1.4.1 Les picidés comme indicateurs de l'occupation des habitats par les passereaux forestiers

La capacité des espèces de pics à servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers a été testée au moyen de modèles linéaires (package R lme4 version 1.1-13, Bates *et al.*, 2014). La variable réponse du modèle était le nombre d'espèces de passereaux occupant une station d'échantillonnage. La variable explicative du modèle était le nombre d'espèces de pics détectées à la station. Un cofacteur pouvant affecter la relation entre la variable réponse et la variable explicative a été ajouté au modèle. Ainsi, la présence ou non

d'aménagement forestier adjacent aux sites a été testée en interaction avec la variable principale dans le modèle.

1.4.2 Effet de la régénération dans les parterres de coupe

L'effet de la régénération du couvert forestier dans les parterres de coupe sur le rôle d'indicateur des pics a été testé au moyen de modèles linéaires (package R lme4 version 1.1-13, Bates *et al.*, 2014). La variable réponse des modèles était le nombre d'espèces de passereaux occupant un site. La variable explicative des modèles était le nombre d'espèces de pics occupant un site. La hauteur moyenne de la régénération (en mètres), le recouvrement moyen de la régénération (en %) ainsi que le temps depuis la coupe (en années) ont été rajoutés aux modèles comme covariables explicatives. Un modèle différent pour chaque variable de régénération a été réalisé, la variable de régénération étant testée en interaction avec la variable principale dans chaque modèle. Des modèles indépendants ont donc été réalisés pour chaque variable de régénération ainsi que pour chaque groupe fonctionnel de passereaux.

1.4.3 Les différentes combinaisons de végétation

Nous avons regroupé les variables explicatives en une suite de modèles linéaires multiples (Tableau 1.2), et nous avons ensuite classé les modèles à l'aide du critère d'information théorique d'Akaike (Burnham et Anderson, 2003). Le modèle 1 représente le modèle nul. Le modèle 2 a été appelé modèle de « Composition de l'habitat », il inclut les variables du pourcentage de conifères dans le peuplement, du nombre de peupliers faux-trembles moribonds ou morts de plus de 30 cm de dhp portant des polypores du tremble et de la richesse en espèces d'arbres dans le peuplement. Le modèle 3 est le modèle de la « Structure de l'habitat », qui comprend

des variables liées aux caractéristiques structurelles de la forêt : couvert forestier total sous 7 m, couvert forestier total entre 7 et 12 m, couvert forestier total au-dessus de 12 m, dhp moyen et surface terrière totale. Le modèle 4, le modèle « Diversité structurelle », comprend qu'une seule variable; la diversité structurelle des arbres, calculée avec l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur les classes de dégradation et de dhp. Le modèle 5 est le modèle « Aménagement », avec pour seule variable la présence ou l'absence d'aménagement forestier adjacent aux habitats échantillonnés. Le modèle 6 est le modèle « Toutes les variables de végétation », qui inclut toutes les caractéristiques de l'habitat ci-dessus. De plus, pour la richesse des passereaux forestiers, nous avons évalué deux autres modèles. Le modèle 7, le modèle « Richesse des picidés », comprend seulement la richesse en espèces de pics. Finalement, le modèle 8, le modèle de « Toutes les variables de végétation + richesse des picidés », comprend toutes les variables de l'habitat ci-dessus en plus de la richesse en espèces de pics comme variables explicatives.

Nous avons classé la suite de modèles linéaires multiples ci-dessous en calculant la valeur du critère d'information d'Akaike corrigé pour les tailles d'échantillon petites (AICc) et le poids d'Akaike (w) pour chaque modèle (package R AICcmodavg version 2.1-1, Mazerolle et Mazerolle, 2017). De plus, nous avons utilisé l'inférence multimodèle pour évaluer l'effet de chaque variable et ainsi calculer leurs estimés et erreurs-types (moyennes pondérées entre tous les modèles incluant la variable). Pour ce faire, nous avons utilisé les poids d'Akaike comme facteurs de pondération normalisés à 1 pour le sous-ensemble de modèles où la variable apparaît (Burnham et Anderson, 2003).

1.4.4 Effet additif des pics à l'habitat

Afin d'évaluer si les pics représentent un effet additif à celui de l'habitat, par le biais de leur apport en nouvelles caractéristiques de l'habitat (cavités de reproduction et d'alimentation), nous avons utilisé l'approche de Drever et ses collaborateurs (2008) qui consiste à comparer le poids d'Akaike de deux modèles. Nous avons calculé le ratio entre le poids d'Akaike du modèle 8 (toutes les variables de l'habitat et la richesse des pics) et le poids d'Akaike du modèle 6 (toutes les variables de l'habitat). Si ce ratio est plus élevé que 1, alors cela indique que les pics ont un effet additif sur l'habitat.

1.5 Résultats

1.5.1 Les picidés peuvent-ils servir d'indicateurs de l'occupation de l'habitat par les passereaux forestiers en forêt naturelle et en forêt aménagée ?

La richesse globale des passereaux forestiers n'est pas significativement associée à la richesse des picidés (valeur de $t = 0,630 < 1,96$; Tableau 1.3). L'interaction avec la présence ou non d'aménagement forestier n'a pas non plus d'effet (valeur de $t = 0,408 < 1,96$; Tableau 1.3) sur la relation entre la richesse de passereaux forestiers et de pics. Cependant, lorsqu'on analyse les passereaux en fonction de nos groupes fonctionnels d'espèces, la richesse des picidés est positivement associée à la richesse des passereaux de forêts matures (valeur de $t = 2,375 > 1,96$; Tableau 1.3), mais négativement associée à la richesse des passereaux de stades arbustifs (valeur de $t = |-2,595| > 1,96$; Tableau 1.3). L'interaction avec la présence de l'aménagement forestier à l'échelle du paysage a également un effet (valeur de $t = |-5,415| > 1,96$; Tableau 1.3) sur ces relations alors qu'un effet négatif altère la relation entre la richesse des passereaux de forêts matures et la richesse des pics dans les

agglomérations de coupe (Figure 1.1). Pour les oiseaux forestiers associés au stade arbustif, l'interaction avec la présence d'aménagement forestier a un effet positif (valeur de $t = 3,572 > 1,96$; Tableau 1.3) sur la relation entre leur richesse et celle des pics, la relation étant ainsi plus fortement associée (la relation négative est accentuée) en zone aménagée (Figure 1.2).

1.5.2 La régénération du couvert forestier dans les parterres de coupe affecte-t-elle le rôle d'indicateur des picidés ?

Hauteur de la régénération

La hauteur de la régénération des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires échantillonnés affecte négativement la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux forestiers des groupes fonctionnels suivants (Figure 1.3): tous les passereaux forestiers confondus (valeur de $t = |-2,898| > 1,96$; Tableau 1.4), les passereaux de stades arbustifs (valeur de $t = |-2,790| > 1,96$; Tableau 1.4) et les passereaux généralistes (valeur de $t = |-2,098| > 1,96$; Tableau 1.4). Elle n'a toutefois aucun effet sur la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de forêts matures (valeur de $t = -0,862 < 1,96$; Tableau 1.4).

Recouvrement de la végétation dans les parterres de coupe

Le recouvrement de la végétation affecte négativement et de façon significative la relation entre la richesse des pics et celle des passereaux utilisant les habitats du stade arbustif (valeur de $t = |-3,343| > 1,96$; Tableau 1.4; Figure 1.4). À l'inverse, des valeurs plus élevées du recouvrement de la végétation ont un effet significatif et positif sur la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de jeunes forêts (valeur de $t = 3,578 > 1,96$; Tableau 1.4).

Temps depuis la coupe

Le temps depuis la coupe des parterres adjacents aux habitats résiduels linéaires affecte de façon significative la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de plusieurs groupes fonctionnels (Figure 1.5). Ainsi, le temps depuis la coupe affecte négativement la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de stades arbustifs (valeur de $t = |-3,286| > 1,96$; Tableau 1.4). Il en va de même pour la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de jeunes forêts (valeur de $t = |-9,595| > 1,96$; Tableau 1.4). À l'inverse, le temps depuis la coupe affecte positivement la relation entre la richesse des pics et celle des passereaux de forêts matures (valeur de $t = 7,097 > 1,96$; Tableau 1.4) de même que la relation entre les pics et les passereaux généralistes (valeur de $t = 5,348 > 1,96$; Tableau 1.4).

Relation entre les différentes variables de régénération

Le coefficient de corrélation de Pearson entre le temps depuis la coupe et la hauteur de la régénération des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires est de - 0.07 (Tableau 1.1). Le coefficient de corrélation entre le temps depuis la coupe et le pourcentage de recouvrement de la régénération des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires est de - 0.18. Le coefficient de corrélation entre la hauteur et le pourcentage de recouvrement de la régénération des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires est de 0.06 (Tableau 1.1).

1.5.3 Les richesses des passereaux et des picidés sont-elles associées aux mêmes variables de l'habitat ?

Tous les passereaux forestiers confondus

La richesse des passereaux forestiers a été principalement affectée par la diversité structurelle des arbres. En effet, le modèle « Diversité structurelle des arbres » présente un poids d'Akaike de 0,98 (Tableau 1.5), ce qui suggère une forte influence de ce modèle par rapport aux autres modèles. La relation est positive avec la variable de diversité structurelle (estimé = $4,17 \pm 0,96$; Tableau 1.6).

Passereaux de stades arbustifs

La richesse des passereaux d'habitats de stades arbustifs a été associée à plusieurs attributs d'habitat et particulièrement à la présence de l'aménagement forestier. Le meilleur modèle expliquant la variation de la richesse des passereaux de stades arbustifs était le modèle « Aménagement ». Ce modèle présente un poids d'Akaike de 0,94 (Tableau 1.5), ce qui suggère une contribution majeure de ce modèle par rapport aux autres. Le meilleur modèle suivant était le modèle « Toutes les variables de végétation » ($w = 0,05$; Tableau 1.5). Les valeurs estimées des variables explicatives dans les modèles montrent également l'association des passereaux de stades arbustifs avec plusieurs attributs de l'habitat. En particulier, nous avons trouvé des relations positives avec la diversité des arbres (estimé = $0,16 \pm 0,07$; Tableau 1.6), le dhp moyen (estimé = $0,05 \pm 0,02$; Tableau 1.6) et la présence d'aménagement (estimé = $0,77 \pm 0,19$; Tableau 1.6).

Passereaux de jeunes forêts

La richesse des passereaux de jeunes forêts a été affectée par plusieurs attributs d'habitat, en particulier ceux liés à l'aménagement, à toutes les variables de l'habitat ainsi qu'à la richesse des pics. Le modèle expliquant le plus la variation de la richesse des passereaux de ce groupe était le modèle « Aménagement ». Ce modèle avait un poids d'Akaike de 0,70 (Tableau 1.5), ce qui indique une importance modérée de ce modèle par rapport aux autres modèles. Les meilleurs modèles suivants ont été le modèle « Toutes les variables de végétation + richesse des picidés » et le modèle « Toutes les variables de végétation » ($w = 0,12$ et $0,08$, respectivement). Les relations avec les variables individuelles d'habitat montrent également plusieurs associations importantes. En particulier, nous avons trouvé des relations positives avec le dhp moyen (estimé = $0,13 \pm 0,05$; Tableau 1.6), la diversité structurelle des arbres (estimé = $1,57 \pm 0,66$; Tableau 1.6) et la présence d'aménagement forestier (estimé = $1,53 \pm 0,52$; Tableau 1.6).

Passereaux de forêts matures

Le modèle expliquant le mieux la variation de la richesse des passereaux de forêts matures était le modèle qui incorpore « Toutes les variables de végétation ». Ce modèle avait un poids d'Akaike de 0,62, soit une influence modérée par rapport aux autres modèles. Le deuxième meilleur modèle était le modèle « Toutes les variables de végétation + richesse des picidés » ($w = 0,36$; Tableau 1.5). La richesse des passereaux de forêts matures est associée négativement avec la présence d'aménagement forestier (estimé = $-2,64 \pm 0,56$; Tableau 1.6).

Passereaux généralistes

La richesse des passereaux généralistes a été principalement affectée par la diversité structurelle des arbres. En effet, le modèle « Diversité structurelle des arbres » présente un poids d'Akaike de 0,98 (Tableau 1.5), ce qui indique que ce modèle a une importance très grande par rapport aux autres modèles. Les relations des passereaux généralistes avec les variables explicatives de l'habitat montrent également une réponse positive avec la diversité structurelle (estimé = $0,68 \pm 0,39$; Tableau 1.6).

Picidés

La richesse des pics était surtout associée à la composition de l'habitat, comme en témoigne le poids d'Akaike élevé pour ce modèle ($w = 0,89$; Tableau 1.5). Les estimations des variables pour la richesse des pics n'ont toutefois indiqué aucune association importante.

Passereaux utilisateurs de bois mort

La richesse des passereaux utilisateurs de bois mort ne semble pas être affectée par les variables environnementales incluses dans nos modèles. En effet, c'est le modèle nul qui présente le plus haut poids d'Akaike (0,44; Tableau 1.5). Le deuxième meilleur modèle était le modèle « Aménagement » ($w = 0,19$; Tableau 1.5), suivi du modèle « Richesse des picidés » ($w = 0,17$; Tableau 1.5) et du modèle « Diversité structurelle des arbres » ($w = 0,16$; Tableau 1.5). Les estimations des variables pour la richesse des passereaux utilisateurs de bois mort n'ont indiqué aucune relation dont l'intervalle de confiance de l'effet exclut 0.

1.5.4 Les pics représentent-ils un effet additif à l'habitat ?

La présence des pics dans l'habitat représente un effet additif à l'habitat seulement pour les passereaux de forêts jeunes (Tableau 1.7). En effet, le rapport de poids d'Akaike pour le modèle 8 par rapport au modèle 6 était de 1,50 ($w_8/w_6 = 0,12/0,08$; Tableau 1.7), ce qui indique que l'ajustement du modèle s'améliore avec l'addition de la richesse des pics comme covariable.

1.6 Discussion

Dans cette étude, nos résultats montrent que la capacité des picidés à servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers varie en fonction du groupe d'espèces de passereaux forestiers analysé, de la présence ou non d'aménagement forestier à l'échelle du paysage et de la dynamique temporelle du développement du couvert forestier adjacent aux sites d'étude.

1.6.1 Effet des groupes fonctionnels d'espèces

Contrairement aux autres travaux menés sur la relation pics-oiseaux forestiers, nos résultats ne montrent pas une relation significativement positive de la richesse globale des oiseaux forestiers avec la richesse des pics. Cependant, lorsqu'on analyse les oiseaux forestiers en les regroupant en fonction de leur association à des habitats forestiers de différents stades de développement structural, la relation devient significative pour deux groupes; les passereaux de forêts matures (positive) et ceux de stades arbustifs (négative); les passereaux de jeunes forêts et les passereaux généralistes ne montrant pas de relation significative avec la richesse des pics. Les

résultats pour ces 4 groupes fonctionnels permettent de mieux comprendre l'absence de relation entre la richesse de l'ensemble des passereaux forestiers et la richesse des pics. En les regroupant globalement, l'on juxtapose des espèces qui ont des affinités avec des stades particuliers du développement structural des forêts et dont leurs relations avec les forêts matures, l'habitat des pics, peuvent être multiples (positives, négatives ou neutres). La classification des passereaux en groupes fonctionnels basés sur leurs affinités d'habitats (régénération, jeunes forêts, forêts matures) permet donc de mieux cerner les relations écologiques fines entre les pics et les passereaux forestiers. De plus, en utilisant une approche plus restrictive quant aux affinités des espèces avec les forêts matures, nous sommes à même de traduire avec plus de justesse la relation entre les pics et les oiseaux forestiers qui sont les plus associés aux caractéristiques des forêts résiduelles étudiées dans les zones aménagées du territoire d'étude, soit des forêts dont le développement structural correspond à des peuplements matures et âgés.

Par ailleurs, chez les passereaux de forêts matures, la relation avec la richesse des pics varie également en fonction de la présence ou non d'aménagement du territoire alors qu'elle est positive en forêt continue naturelle, mais devient négative dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes de la zone aménagée (Figure 1.1). Ce résultat exprime clairement que les pics peuvent être de bons indicateurs de l'avifaune des forêts matures dans les grands massifs de la forêt boréale mixte de notre région, mais des indicateurs dont la fiabilité est remise en question dans les habitats linéaires résiduels des agglomérations de coupes en zone aménagée (Ouellet-Lapointe, 2010; Ouellet-Lapointe *et al.*, 2012; Bédard, 2013; Plouffe-Leboeuf, 2016). La préférence des pics pour les habitats linéaires pourrait expliquer pourquoi le lien entre la richesse des pics et celles des passereaux de la forêt mature dans ces habitats est quasi-absent. Les habitats linéaires demeurent très fréquentés par les pics ce qui limite d'autant leur valeur indicatrice, car ils tendent à saturer ce type d'habitats. Ainsi, un plus grand nombre de pics détectés dans un habitat linéaire n'est pas

nécessairement garant de la détection d'un plus grand nombre d'espèces de passereaux forestiers associés aux forêts matures. On constate également que parmi la liste d'espèces associées aux forêts matures, 6 espèces sont plus fréquentes en habitats linéaires, 7 espèces apparaissent indifférentes à l'aménagement et finalement seulement 6 espèces (sur les 19 espèces composant la guildes) sont moins fréquentes en secteurs aménagés. Cette guildes présente donc une réponse très hétérogène à l'aménagement. Il n'est donc pas étonnant que ses liens avec la richesse des pics soient si faibles. Ce résultat est différent de celui de Drever et ses collaborateurs (2008), qui ont trouvé que la richesse aviaire était faiblement, mais positivement reliée à la richesse des pics, et ce tant dans des parcelles de forêts non aménagées que dans des forêts aménagées (témoins non coupés, coupes partielles et coupes à blanc avec réserves). Ces travaux ne spécifiaient pas toutefois le contexte du paysage dans lequel leurs sites d'étude ont été aménagés. Notre étude indique qu'un contexte d'ouverture par la coupe à l'échelle du paysage tel que celui généré dans notre étude par les grandes agglomérations de coupes sur plusieurs centaines de km² où ne subsistent que moins de 30 % de forêts résiduelles matures (St-Germain et Drapeau, 2011) altère la relation entre la richesse des pics et la richesse des oiseaux de forêts matures.

D'autre part, contrairement aux travaux de Drever et ses collaborateurs (2008), où leurs habitats avaient davantage une forme rectangulaire ou circulaire (parcelles de forêts de 15 à 35 ha), nos sites d'étude en zone aménagée avaient une configuration linéaire variant de 29 à 195 m de largeur. Ces habitats montrent des effets de lisière importants (Mascarúa López *et al.*, 2006; Harper *et al.*, 2005; 2015) qui pourraient affecter la richesse en espèces d'oiseaux de forêts matures qui occupent ces bandes de forêts. Des risques accrus de prédation (Donovan *et al.*, 1995; Robinson et Wilcove, 1994; voir toutefois Schmiegelow et Mönkkönen, 2002) ou encore des effets physiques tels que des conditions microclimatiques moins propices dans ces habitats (Esseen, 1994; Rheault *et al.*, 2003) qui pourraient entraîner une réduction de la

biomasse des insectes (Burke et Nol, 1998; voir aussi Song, 1998), une ressource alimentaire de première importance pour les oiseaux insectivores de forêts matures, pourraient expliquer en partie le nombre plus faible d'espèces de forêts matures qui fréquentent les habitats linéaires dans notre étude et son effet sur la relation entre la richesse des pics et des oiseaux de forêts matures. D'autre part, si on regarde du point de vue des conditions d'habitat pour les pics, les habitats linéaires présentent plus d'arbres renversés et blessés, ce qui crée plus de substrats d'alimentation en lisière (Gagné *et al.*, 2007). Ainsi, l'effet de lisière associé aux habitats résiduels linéaires augmenterait les conditions d'habitat propices aux pics (plus d'arbres d'alimentation par hectare dans les habitats linéaires comparativement aux forêts naturelles; Gagné *et al.*, 2007), mais diminuerait les conditions d'habitat propices aux espèces s'alimentant dans les branches des arbres matures. De plus, étant donné qu'ils nichent en cavités, les pics sont possiblement moins affectés par la prédation que les autres oiseaux forestiers plus exposés à la prédation (Geai bleu (*Cyanocitta cristata*); voir Hannon et Cotterill, 1998 ou Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*); voir Ibarzabal et Desrochers, 2004) dans ces habitats fragmentés.

1.6.2 Effet de la régénération des parterres de coupe

Bien que plusieurs travaux aient permis de documenter les effets des pratiques sylvicoles (Welsh et Fillman, 1980; Welsh, 1987; Morgan et Freedman, 1986; Hunter, 1990; Rudnicki et Hunter, 1993) sur la diversité aviaire à l'échelle locale des parcelles forestières exploitées, nous disposons de peu de connaissances sur les effets cumulatifs, à l'échelle des paysages, de l'aménagement forestier sur l'avifaune. Divers travaux ont montré que la nature du contexte adjacent aux habitats fragmentés est souvent aussi déterminante pour les organismes associés à ces habitats que les caractéristiques locales de ces habitats (McGarigal et McComb, 1995; Schmiegelow

et al., 1997; Drapeau *et al.*, 2000). Les résultats de la présente étude mettent également en lumière l'importance de caractériser et quantifier adéquatement le couvert forestier adjacent aux habitats résiduels ainsi que leurs effets sur la biodiversité à l'échelle des paysages. En effet, la hauteur et le recouvrement de la végétation en régénération dans les parterres de coupe bordant les habitats résiduels linéaires échantillonnés affectent le rôle d'indicateur des pics pour la richesse des oiseaux forestiers (tous groupes confondus), ainsi que la richesse des passereaux d'habitats de stades arbustifs et celle des passereaux généralistes. Ce résultat n'est pas surprenant si on considère que la majorité des passereaux appartenant à ces groupes fonctionnels se reproduisent ou s'alimentent au sol ou près du sol. La richesse de ces oiseaux aurait tendance à diminuer avec l'augmentation de la hauteur et du recouvrement, pour laisser place aux oiseaux dépendants d'un couvert plus haut, comme les passereaux de jeunes forêts et de forêts matures. Dans une étude réalisée en forêt boréale mixte, Hobson et Schieck (1999) ont observé que les plus grandes différences entre les communautés d'oiseaux de sites coupés et de sites brûlés ont lieu immédiatement après les perturbations et que la convergence progressive des communautés se produit tout au long des 28 premières années après la perturbation (voir également Hannon et Drapeau, 2005). Dans l'étude d'Hobson et Schieck (1999), les espèces d'habitats ouverts composés d'arbustes et d'herbacées (ou de milieux riverains) étaient associées principalement à des peuplements post-récolte d'un an. Le Bruant de Lincoln (*Melospiza lincolnii*), le Moucherolle des aulnes (*Empidonax alnorum*), la Paruline obscure (*Leiothlypis peregrina*), la Paruline noir et blanc (*Mniotilta varia*), la Paruline flamboyante (*Setophaga ruticilla*), la Paruline triste (*Geothlypis philadelphia*), le Cardinal à poitrine rose (*Pheucticus ludovicianus*), la Paruline du Canada (*Wilsonia canadensis*) et le Tarin des pins (*Spinus pinus*) avaient cependant des densités plus élevées dans les peuplements post-récolte plus âgés, probablement en raison de la couche arbustive plus grande et plus dense (Hobson et Schieck, 1999). Nos résultats mettant en relation la richesse en espèces

d'oiseaux forestiers associés aux stades arbustifs et de jeunes forêts corroborent ceux d'Hobson et Schieck (1999), dans la mesure où nous observons sensiblement le même changement des espèces forestières en fonction de la hauteur et de la densité du recouvrement de la végétation en régénération dans les parterres de coupe adjacents à nos habitats linéaires. Ce résultat souligne l'importance de prendre en considération la régénération des parterres adjacents aux habitats résiduels linéaires lors d'études sur la diversité aviaire de ces habitats dans les paysages aménagés.

Le résultat plus surprenant dans notre étude consiste en l'absence de relation entre la richesse des espèces de forêts matures et la richesse des pics en fonction de la hauteur du couvert adjacent aux habitats linéaires. On se serait attendu à une relation positive, partant de la prémisse qu'un couvert adjacent plus haut atténue le contraste entre les habitats résiduels et la matrice aménagée, rendant cette dernière plus perméable aux déplacements des passereaux de forêts matures et facilitant de ce fait leur occupation des habitats linéaires (Bélisle *et al.*, 2001; Gobeil et Villard, 2002; Robichaud *et al.*, 2002). Par ailleurs, la relation significative (positive) entre la richesse en espèces de forêts matures et la richesse des pics en fonction du temps depuis la coupe suggère qu'il y a un certain délai temporel, qui pourrait varier selon les espèces de forêts matures, quant à leur capacité à réoccuper les habitats linéaires isolés par la coupe. Dans notre étude, ce délai semble donc indépendant de la hauteur du couvert forestier. Ce résultat suggère que c'est davantage le temps depuis la coupe que la hauteur ou la densité du couvert végétal adjacent aux habitats linéaires qui favorise une recolonisation de l'ensemble des oiseaux de forêts matures dans les habitats linéaires dans les agglomérations de coupes. Cependant, la hauteur de la régénération des parterres de coupe ne semble pas varier fortement malgré le fait que cette étude ait couvert un bon gradient temporel (sur 30 ans après la coupe). Or, les habitats linéaires créés depuis plus de 20 ans devraient avoir une régénération adjacente de plus de 5 mètres de hauteur comparativement aux habitats linéaires de moins de 10 ans qui ne devraient pas dépasser 2 mètres. On observe d'ailleurs un coefficient de

corrélation très faible voir null entre le temps depuis la coupe et la hauteur de la régénération dans les parterres de coupe (avec le pourcentage de recouvrement également). L'absence de corrélation entre ces variables nous amène à croire que des erreurs dans la prise de données sur le terrain ont été comises. Nous ne pouvons donc pas émettre de conclusions valables dans cette section. Ces résultats étonnant expliquent tout de même l'absence du rôle de la fermeture du couvert forestier des agglomérations de coupe dans l'accroissement de la richesse des passereaux forestiers et ce, malgré une relation positive de cette dernière avec le temps depuis la création des habitats linéaires.

1.6.3 Variables environnementales

Nos résultats montrent que les picidés et les oiseaux forestiers ne répondent pas aux mêmes variables environnementales. En effet, la sélection de modèles indique qu'aucun groupe fonctionnel de passereaux ne répond aux mêmes conditions d'habitat en ne présentant pas le même choix de modèle le plus parcimonieux que celui des pics. Ces derniers répondent fortement au modèle de la composition de l'habitat tandis que ce modèle se classe pour tous nos groupes fonctionnels de passereaux forestiers parmi les derniers modèles retenus par notre approche de sélection de modèles, tant pour la valeur du delta d'Akaike que le poids du modèle. Toutefois, au sein même des groupes fonctionnels, on peut constater que tous les passereaux confondus ainsi que les passereaux généralistes ont sélectionné le modèle « Diversité structurelle » comme modèle le plus explicatif. Ce résultat est cohérent dans le sens où la présence d'oiseaux forestiers généralistes est corrélée nécessairement avec une hétérogénéité dans l'habitat due à leurs besoins diversifiés pour l'alimentation et la reproduction. Les passereaux de stades arbustifs et les passereaux de forêts jeunes ont aussi sélectionné le même modèle comme premier

modèle, soit celui de l'« Aménagement ». Ce résultat est également attendu : la majorité des passereaux appartenant à ces groupes fonctionnels se reproduisent ou s'alimentent au sol ou près du sol, la présence d'aménagement provoque la création d'habitats en régénération propices à leur présence. On se serait cependant attendu à ce qu'au moins la richesse des pics et la richesse des passereaux de forêts matures soient associées aux mêmes variables environnementales, ce qui n'est pas le cas dans nos résultats. D'un autre point de vue, il n'est pas étonnant que cette réponse soit distincte entre les deux groupes, compte tenu des exigences beaucoup plus larges du groupe des passereaux de forêts matures. De fait, ce dernier groupe intègre des espèces qui nichent et s'alimentent au sol, dans les strates du sous-bois ainsi que dans la canopée, alors que les pics nichent tous dans des arbres et nécessitent en partie ou en totalité des arbres pour s'alimenter. C'est donc en effet possible que ce ne soit pas les mêmes paramètres de l'habitat qui influencent la cooccurrence des passereaux de forêts matures et des pics. Autrement dit, les pics et les passereaux de forêts matures peuvent partager le même environnement, mais leurs réponses aux variables de l'habitat peuvent être distinctes; les pics répondant par exemple davantage à l'importance de certains arbres (comme les peupliers faux-trembles) tandis que les passereaux de forêts matures étant plus affectés par la variation d'un spectre plus large de variables (c'est pourquoi le modèle « Toutes les variables de végétation » a été classé comme le meilleur modèle pour ce groupe).

1.6.4 Effet additif des pics à l'habitat

Selon nos résultats, les pics ne représentent pas un effet additif à l'habitat pour les passereaux de forêts matures, mais seulement pour les passereaux de forêts jeunes, ce qui ne correspond pas à nos attentes. Cependant, l'intervalle de confiance de l'effet des picidés sur les passereaux de forêts jeunes n'exclut pas 0, ce qui nous empêche

donc de tirer des conclusions par rapport à l'effet additif des pics sur ce groupe. On se serait attendu à ce que les pics représentent un effet additif à l'habitat pour les passereaux de forêts matures ou, tout au moins, pour les passereaux utilisateurs de bois mort. Ce sont en fait les utilisateurs secondaires de cavités qui devraient être les plus affectés par la présence des pics dans un habitat. Or, nos données ne nous permettent pas d'évaluer l'effet additif des pics à l'habitat pour ces espèces, la méthode d'inventaire par points d'écoute n'étant pas appropriée pour recueillir des données sur la majorité des utilisateurs secondaires de cavités (Petite Nyctale (*Aegolius acadicus*), plusieurs espèces de canards, Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*), plusieurs espèces d'hirondelles, etc.). Néanmoins, on constate que le modèle « Richesse des picidés » possède un $\Delta AICc$ de 1,87 pour le groupe des passereaux utilisateurs de bois mort, ce qui constitue la meilleure performance de ce modèle pour l'ensemble des groupes fonctionnels de passereaux analysés. Cependant, bien que la richesse des picidés soit plus fortement associée aux passereaux utilisateurs de bois mort qu'aux espèces de forêts matures, l'absence de relation significative entre les passereaux utilisateurs de bois mort et les pics suggère que la richesse des pics n'a globalement pas d'effet additif sur la richesse en espèces de passereaux de forêts matures.

1.6.5 Les habitats résiduels linéaires et leur occupation par les oiseaux forestiers

Les résultats de la présente étude montrent que les habitats linéaires résiduels de la zone aménagée sont utilisés par les espèces associées aux forêts matures malgré un contexte de perte d'habitat non négligeable (moins de 30 % de peuplements matures), et de configuration de ces habitats qui les expose fortement aux effets de lisière (St-Germain et Drapeau, 2011; Harper *et al.*, 2015). En effet, nos résultats montrent que l'on retrouve en moyenne 6,35 espèces ($\pm 2,42$; Figure 1.1) de passereaux de forêts

matures dans les habitats résiduels linéaires échantillonnés. Cette valeur moyenne est plus faible que celle trouvée en zone naturelle ($9,48 \pm 2,18$ espèces de passereaux de forêts matures; Figure 1.1). Il subsiste néanmoins dans les habitats linéaires une proportion des espèces de forêts matures. Il est intéressant par ailleurs de noter que parmi les espèces d'oiseaux de forêts matures les plus fréquentes dans les habitats linéaires on retrouve la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*), la Grive à dos olive (*Catharus ustulatus*) et la Paruline bleue (*Setophaga caerulescens*) qui sont des espèces dont on aurait pu penser que la fragmentation du couvert forestier dans les agglomérations de coupe aurait davantage affecté (Voir Annexe A). Toutefois, cette occupation des habitats linéaires ne permet pas de mesurer la qualité de l'habitat pour ces espèces. Des travaux intensifs sur les paramètres démographiques des populations nicheuses dans les habitats linéaires (succès d'appariement des couples, survie apparente des mâles, productivité des nichées) permettraient de mieux circonscrire le rôle fonctionnel de ces habitats pour ces espèces (Bayne et Hobson 2001; 2002; Haché *et al.*, 2013).

L'étude d'Imbeau et ses collaborateurs (1999) démontre que la rétention de forêts matures dans les zones aménagées serait essentielle au maintien des espèces associées aux vieilles forêts dont plus particulièrement le Pic à dos noir (*Picoides arcticus*), le Pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*) et le Grimpereau brun (*Certhia americana*; Imbeau *et al.*, 1999), trois espèces ciblées comme étant sensibles à la perte de forêts matures dans le paysage (Imbeau *et al.*, 2001). Le legs du régime d'aménagement forestier des trente dernières années, qui est centré sur la coupe totale à révolution courte organisée spatialement en grandes agglomérations de coupes, sous-tend que les forêts résiduelles linéaires constituent les seuls refuges biologiques pour la faune dans les agglomérations de coupes, et ce, pour de très grandes portions du territoire boréal (Drapeau et Imbeau, 2006). Les résultats de la présente étude indiquent que ces habitats résiduels linéaires sont occupés par les populations des espèces spécialistes des forêts matures, tant les pics que les passereaux. De plus, l'augmentation de la

richesse en espèces de passereaux associées aux forêts matures en fonction du temps depuis la coupe dans les habitats linéaires, qui se traduit par une relation significative positive avec l'accroissement de la richesse des pics, indique que ces habitats jouent un rôle fonctionnel dans le rétablissement des populations d'oiseaux de forêts matures dans les paysages forestiers aménagés, ce qui montre clairement l'intérêt de maintenir ces habitats sur l'ensemble du processus de régénération des parterres de coupes en forêts.

1.7 Conclusion

Dans le contexte où les écosystèmes forestiers sont de plus en plus transformés par les activités humaines (Gauthier *et al.*, 2015), il est important de savoir si les indicateurs biologiques qui sont utilisés pour évaluer et faire le suivi de la biodiversité sont fiables dans les paysages forestiers aménagés. En forêt boréale, le déploiement de l'aménagement extensif des forêts sur de vastes unités territoriales s'étendant sur plusieurs centaines de km² a considérablement réduit la quantité de forêts matures et âgées retrouvées dans les forêts naturelles soumises aux régimes de perturbations naturelles comme les feux et les épidémies d'insectes (Bergeron *et al.*, 1999; Drapeau *et al.*, 2009b). Les grandes agglomérations de coupes qui enclavent de faibles proportions résiduelles de forêts matures et âgées imposent le suivi des espèces qui sont associées à ces habitats. C'est pourquoi notre étude insiste sur le fait d'évaluer dans quelle mesure les pics peuvent être de bons indicateurs, non pas de l'avifaune forestière en général, mais bien des oiseaux forestiers associés aux forêts matures et âgées qui sont les organismes les plus susceptibles d'être affectés par les activités humaines en forêt boréale (Drapeau *et al.*, 2009b). En prenant une approche d'analyse de groupes fonctionnels d'espèces fondées sur leur association à divers stades de développement structural de la forêt, notre étude permet de mieux

circonscrire le rôle d'indicateur des picidés et d'en établir la portée et les limites. Nous pouvons conclure que les pics ont un statut d'indicateur de la richesse des oiseaux associés aux forêts matures dans les paysages forestiers naturels en forêt boréale de l'est du Canada. Ce rôle d'indicateur est toutefois altéré (relation négative) par la perte nette du couvert forestier et la configuration linéaire des habitats résiduels dans les agglomérations de coupes du paysage aménagé, rendant les pics moins fiables pour statuer sur la richesse des autres oiseaux associés à la forêt mature. Cependant, cette relation entre les pics et les oiseaux de forêts matures change dans le temps en fonction de la dynamique forestière adjacente aux habitats linéaires (relation positive avec le temps depuis la coupe) mettant en perspective que l'altération du couvert forestier mature n'affecte pas de façon irréversible la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de forêts matures. Somme toute, nous pouvons répondre à notre question de départ par la conclusion suivante : la richesse des pics n'est pas un bon indicateur de la richesse des passereaux forestiers dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes.

Limite de l'étude

Comme le rapporte Drever et al. (2008), la richesse spécifique quoiqu'en apparence facilement calculable, constitue l'un des paramètres les plus difficiles à estimer avec précision puisqu'elle varie selon l'effort d'échantillonnage. Dans la présente étude, la richesse spécifique soumise aux analyses statistiques découle de la compilation de points d'écoute visités à 3 reprises, ce qui limite les conclusions que l'on peut tirer autour des relations illustrées. À en juger par nos résultats, la richesse en espèces n'est en effet possiblement pas le meilleur paramètre à utiliser pour poser un diagnostic sur le rôle indicateur d'un groupe d'espèces (les pics) sur un autre groupe (les passereaux forestiers) à cette fine échelle d'investigation. Il serait donc pertinent,

dans une future recherche, de tester d'autres paramètres plus adaptés à notre échelle d'étude. Cependant, rappelons que l'utilisation d'espèces indicatrices offre un raccourci attrayant pour la surveillance de la biodiversité, car elle peut permettre une utilisation efficace des ressources limitées disponibles pour le suivi. Cette efficacité doit cependant être équilibrée par rapport à l'incertitude accrue qu'apporte l'utilisation du paramètre de richesse spécifique. Par conséquent, surveiller uniquement les pics peut ne pas justifier l'incertitude accrue. Toutefois, si l'objectif est d'arpenter de vastes étendues de terres, plutôt que d'étudier intensivement des parcelles plus petites comme dans notre étude, l'étude des pics procurera une augmentation appréciable de l'efficacité permettant d'étudier plus de sites (Drever et al., 2008).

1.8 Littérature citée

- Angelstam, P. et Mikusiński, G. (1994, January). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 157-172). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., ... et Bolker, M. B. (2014). *Package 'lme4'*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 12.
- Bayne, E. M. et Hobson, K. A. (2001). Effects of habitat fragmentation on pairing success of Ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk*, 118(2), 380-388.
- Bayne, E. M. et Hobson, K. A. (2002). Apparent survival of male Ovenbirds in fragmented and forested boreal landscapes. *Ecology*, 83(5), 1307-1316.
- Bélisle, M., Desrochers, A. et Fortin, M. J. (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 82(7), 1893-1904.
- Bergeron, Y. (1991). The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology*, 72(6), 1980-1992.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Joyal, C. et Morin, H. (1995). Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(8), 1375-1384.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. et Gauthier, S. (1999). Natural fire regime: a guide for sustainable management of the boreal forest. *Silva Fennica*, 36(1), 81-95.
- Bergeron, Y. (2000). Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81(6), 1500-1516.
- Block, W. M., Brennan, L. A. et Gutiérrez, R. J. (1986). The use of guilds and guild-indicator species for assessing habitat suitability. Dans J. Vemer, M. L. Morrison et C. J. Ralph(dir.), *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates* (p. 109-113). Madison, WI : The University of Wisconsin Press.

- Block, W. M., Finch, D. M. et Brennan, L. A. (1995). Single-species versus multiple-species approaches for management. Dans T. E. Martin et D. M. Finch (dir.), *Ecology and management of Neotropical migratory birds: a review and synthesis of critical issues* (p. 461-476). New York : Oxford University Press.
- Blondel, J., Ferry, C. et Frochot, B. (1970). La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda*, 38(1), 55-71.
- Blondel, J., Ferry, C. et Frochot, B. (1981). Point counts with unlimited distance. *Studies in avian biology*, 6, 414-420.
- Bock, C. E., Cruz Jr, A., Grant, M. C., Aid, C. S. et Strong, T. R. (1992). Field experimental evidence for diffuse competition among southwestern riparian birds. *The American Naturalist*, 140(5), 815-828.
- Boulet, M., Darveau, M. et Bélanger, L. (2003). Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Canadian journal of forestresearch*, 33(5), 922-930.
- Bull, E. et Jackson, J. (1995). Pileated Woodpecker (*Dryocopuspileatus*). No. 148. Dans A. Poole et F. Gill (dir.) *The birds of North America*. Washington, DC : Academy of Natural Sciences, Philadelphia, Pennsylvania, and the American Ornithologists' Union.
- Burke, D. M. et Nol, E. (1998). Edge and fragment size effects on the vegetation of deciduous forests in Ontario, Canada. *Natural Areas Journal*, 18(1), 45-53.
- Burnham, K. P. et Anderson, D. R. (2003). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. New York : Springer Science et Business Media.
- Cooke, H. A. et Hannon, S. J. (2012). Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *Forest Ecology and Management*, 269, 37-51.
- Core Team, R. (2007). *R: A language and environment for statistical computing v. 2.7.1*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J. et Larue, P. (1995). Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *The Journal of wildlife management*, 59(1), 67-78.

- De Graaf, R. M. et Yamasaki, M. (2003). Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern United States. *Forest Ecology and Management*, 185(1), 179-191.
- Donovan, T. M., Lamberson, R. H., Kimber, A., Thompson, F. R. et Faaborg, J. (1995). Modeling the effects of habitat fragmentation on source and sink demography of Neotropical migrant birds. *Conservation Biology*, 9(6), 1396-1407.
- Drapeau, P., Leduc, A. et McNeil, R. (1999). Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology*, 30(4), 367-382.
- 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.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Savard, J. P. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile: Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 531-540.
- Drapeau, P. et Imbeau, L. (2006) *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures*. Avis scientifique présenté à la direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, Ministère des ressources naturelles et de la faune.
- Drapeau, P., Leduc, A., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. (2009a). An adaptive framework for monitoring ecosystem management in the boreal black spruce forest. Dans *Ecosystem Management in the Boreal Forest* (p. 343-371). Québec : Presses De L'Université du Québec.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L. et Saint-Germain, M. (2009b). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85(2), 227-234.
- Drapeau, P., Villard, M. A., Leduc, A. et Hannon, S. J. (2016). Natural disturbance regimes as templates for the response of bird species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*, 22(4), 385-399.

- Drever, M. C., Aitken, K. E., Norris, A. R. et Martin, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological conservation*, 141(3), 624-634.
- Dudley, J. et Saab, V. (2003). *A field protocol to monitor cavity-nesting birds*. Research Paper, no RMRS-RP-44. Fort Collins, CO : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Environnement Canada. (2015). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010*. Récupéré le 17 février 2016 de http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=5854&lang=fet&province=QC&etlang=fet&submit=go&page=151&etdCode=1
- Esseen, P. A. (1994). Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation*, 68(1), 19-28.
- Fleishman, E., McDonal, N., Nally, R. M., Murphy, D. D., Walters, J. et Floyd, T. (2003). Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 484-490.
- Furness, R. W., Greenwood, J. J. D. et Jarvis, P. J. (1993). Can birds be used to monitor the environment? Dans R. W. Furness et J. J. D. Greenwood (dir.), *Birds as monitors of environmental change*(p.1-41). Springer Netherlands.
- Gagné, C., Imbeau, L. et Drapeau, P. (2007). Anthropogenic edges: Their influence on the American three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forests of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 252(1), 191-200.
- Gauthier, S., Bernier, P., Kuuluvainen, T., Shvidenko, A. Z. et Schepaschenko, D. G. (2015). Boreal forest health and global change. *Science*, 349(6250), 819-822.
- Gobeil, J. F. et Villard, M. A. (2002). Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. *Oikos*, 98(3), 447-458.
- Haché, S., Pétry, T. et Villard, M. A. (2013). Numerical response of breeding birds following experimental selection harvesting in northern hardwood forests. *Avian Conservation and Ecology*, 8(1), 4.

- Hannon, S. J. et Cotterill, S. E. (1998). Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *The Auk*, 16-25.
- Hannon, S. J. et Drapeau, P. (2005). Bird responses to burning and logging in the boreal forest of Canada. Dans V. A. Saab, H. D. W. Powell (dir.), *Fire and Avian Ecology in North America. Studies in Avian Biology No. 30*. Camarillo, CA: Cooper Ornithological Society.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brososke, K. D., Saunders, S. C., ... et Esseen, P. A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768-782.
- Harper, K. A. et Macdonald, S. E. (2011). Quantifying distance of edge influence: a comparison of methods and a new randomization method. *Ecosphere*, 2(8), 1-17.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Mayerhofer, M. S., Biswas, S. R., Esseen, P. A., Hylander, K., ... et Lesieur, D. (2015). Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *Journal of Ecology*, 103(3), 550-562.
- Harrison, R. B., Schmiegelow, K.A. et Naidoo, R. (2005). Stand-level response of breeding forest songbirds to multiple levels of partial-cut harvest in four boreal forest types. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7), 1553–1567.
- Hawksworth, D. L. et Rose, F. (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227(5254), 145-148.
- Hawksworth, D. L. (1995). *Biodiversity: measurement and estimation* (Vol. 345). Springer Science et Business Media.
- Hobson, K. A. et Schieck, J. (1999). Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildfire effects over 30 years. *Ecological Applications*, 9(3), 849-863.
- Hunter Jr, M. L. (1990). *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M. et Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103(3), 593-602.

- 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. *The Auk*, 121(1), 162-169.
- Imbeau, L., Savard, J. P. L. et Gagnon, R. (1999). Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 77(12), 1850-1860.
- Imbeau, L. et Desrochers, A. (2002). Foraging ecology and use of drumming trees by Three-toed Woodpeckers. *The Journal of Wildlife Management*, 66(1), 222-231.
- 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. *Conservation Biology*, 15(4), 1151-1162.
- Jansson, G. et Andrén, H. (2003). Habitat composition and bird diversity in managed boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18(3), 225-236.
- Kumar, R., Shahabuddin, G. et Kumar, A. (2011). How good are managed forests at conserving native woodpecker communities? A study in sub-Himalayan dipterocarp forests of northwest India. *Biological conservation*, 144(6), 1876-1884.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation biology*, 11(4), 849-856.
- Leduc, A. et Havey, B. D. (1999). *Plan général d'aménagement de la forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet : 1998-2003*. Groupe de recherche en écologie forestière – interuniversitaire (Université du Québec à Montréal) et Unité de recherche et de développement forestiers de l'Abitibi-Témiscamingue (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Lee, P. Y. et Rotenberry, J. T. (2005). Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. *Journal of Biogeography*, 32(7), 1139-1150.
- Lindenmayer, D. B. et Noss, R. F. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 20(4), 949-958.
- Macnally, R. C. (1990). The roles of floristics and physiognomy in avian community composition. *Austral Ecology*, 15(3), 321-327.

- Martin, K., et Eadie, J. M. (1999). Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115(2), 243-257.
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. A. et Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience*, 13(2), 226-233.
- McGarigal, K. et McComb, W. C. (1995). Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3), 235-260.
- Mazerolle, M. J. et Mazerolle, M. M. J. (2017). *Package 'AICcmodavg'*.
- Mikusiński, G. et Angelstam, P. (1997). European woodpeckers and anthropogenic habitat change. *Die Vogelwelt*, 118(5), 277-283.
- Mikusiński, G., Gromadzki, M., et Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation biology*, 15(1), 208-217.
- Mikusiński, G. (2006, January). Woodpeckers: distribution, conservation, and research in a global perspective. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 86-95). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ). (1996). *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public*. Québec : Éditeur officiel du Québec, 35 p.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). (2010). *Ressources et industries forestières, portrait statistique*. Québec : Gouvernement du Québec.
- Morgan, K. et Freedman, B. (1986). Breeding Bird Communities in a Hardwood Forest Succession in Nova-Scotia. *Canadian Field-Naturalist*, 100, 506-519.
- Morrison, M. L., Marcot, B. et Mannan, W. (1992). *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. The University of Wisconsin Press.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.

- Ouellet-Lapointe, U. (2010). *Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du Canada*. (Mémoire de maîtrise). Montréal : Université du Québec à Montréal.
- Ouellet-Lapointe, U., Drapeau, P., Cadieux, P. et Imbeau, L. (2012). Woodpecker excavations suitability for and occupancy by cavity users in the boreal mixedwood forest of eastern Canada. *Ecoscience*, 19(4), 391-397.
- Plouffe-Leboeuf, A. (2016). *Persistance temporelle de l'avifaune cavicole dans les habitats linéaires en forêt boréale aménagée*. (Mémoire de maîtrise). Montréal : Université du Québec à Montréal.
- Potvin, F. et Bertrand, N. (2004). Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife?. *The Forestry Chronicle*, 80(1), 44-53.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R. , Pyle, R., Martin, T. E. et Desante, D. F. (1993). *Field methods for monitoring landbirds*. USDA Forest Service General Technical Report. Pacific Southwest Station, Forest Service, USDA. Albany, California.
- Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y. et Esseen, P. A. (2003). Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(1), 23-32.
- Robbins, C. S., Dawson, D. K. et Dowell, B. A. (1989). Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monographs*, 103, 3-34.
- Roberge, J. M. et Angelstam, P. E. R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76-85.
- Roberge, J. M. et Angelstam, P. E. R. (2006). Indicator species among resident forest birds - a cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130(1), 134-147.
- Robichaud, I., Villard, M. A. et Machtans, C. S. (2002). Effects of forest regeneration on songbird movements in a managed forest landscape of Alberta, Canada. *Landscape Ecology*, 17(3), 247-262.
- Robinson, S. K. et Wilcove, D. S. (1994). Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. *Bird Conservation International*, 4(2-3), 233-249.

- Rowe, J. S. et Halliday, W. E. D. (1972). *Forest regions of Canada*.
- Rudnicki, T. C. et Hunter, M. L. (1993). Reversing the fragmentation perspective: effects of clearcut size on bird species richness in Maine. *Ecological Applications*, 3(2), 357-366.
- Saint-Germain, M. et Drapeau, P. (2011). Response of saprophagous wood-boring beetles (*Coleoptera: Cerambycidae*) to severe habitat loss due to logging in an aspen-dominated boreal landscape. *Landscape ecology*, 26(4), 573-586.
- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P. et Robitaille, A. (1998). *Les régions écologiques du Québec méridional: un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles*. L'Aubelle, février-mars.
- Scherzinger, W. (1998). Sind Spechte "gute" Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern. *Vogelwelt*, 119, 1-6.
- Schmiegelow, F. K., 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. et Mönkkönen, M. (2002). Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications*, 12(2), 375-389.
- Sekercioglu, C. H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107(2), 229-240.
- Short, L. L. et Horne, J. F. M. (1990). Woodpeckers: a world perspective and conservation concerns. Dans Carlson, A., Aulen, G. (dir.), *Conservation and Management of Woodpecker Populations*. Uppsala : Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Song, S. J. (1998). *Effect of forest edge on songbirds breeding in the boreal forest of northern Alberta*. (Dissertation). Edmonton, Alberta, Canada : University of Alberta.
- Stork, N. E. et Samways, M. J. (1995). Inventorying and monitoring. Dans V. H. Heywood, (dir.) *Global biodiversity assessment* (p. 453-543). Cambridge, United Kingdom : Cambridge University Press.

- Szaro, R. C. et Balda, R. P. (1982). *Selection and monitoring of avian indicator species: an example from a ponderosa pine forest in the southwest*. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.
- 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. *Forest Ecology and Management*, 177(1), 441-469.
- Thomson, J. R., Fleishman, E., Mac Nally, R. et Dobkin, D. S. (2005). Influence of the temporal resolution of data on the success of indicator species models of species richness across multiple taxonomic groups. *Biological Conservation*, 124(4), 503-518.
- Uliczka, H. et Angelstam, P. (2000). Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological Conservation*, 95(3), 343-351.
- Venier, L. A., Thompson, I. D., Fleming, R., Malcolm, J., Aubin, I., Trofymow, J. A., ... et Holmes, S. B. (2014). Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental reviews*, 22(4), 457-490.
- Vincent, J. S. et Hardy, L. (1977). L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie physique et Quaternaire*, 31(3-4), 357-372.
- Virkkala, R. (2006, January). Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 82-85). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Welsh, D. A. et Fillman, D. R. (1980). The impact of forest cutting on boreal bird populations. *American Birds*, 34, 84-94.
- Welsh, D. A. (1987). The influence of forest harvesting on mixed coniferous-deciduous boreal birds communities in Ontario, Canada. *Acta Oecologica Oecologia Generalis (France)*.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H. et Dobson, A. P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology*, 6, 237-256.

- Wübbenhorst, J. et Südbeck, P. (2003). Woodpeckers as indicators for sustainable forestry. Dans P. Pechacek, W. D'Oleire-Oltmanns (dir.), *First results of a study from Lower Saxony* (Vol. 48, p. 173-192). International Woodpecker Symposium.

1.9 Figures

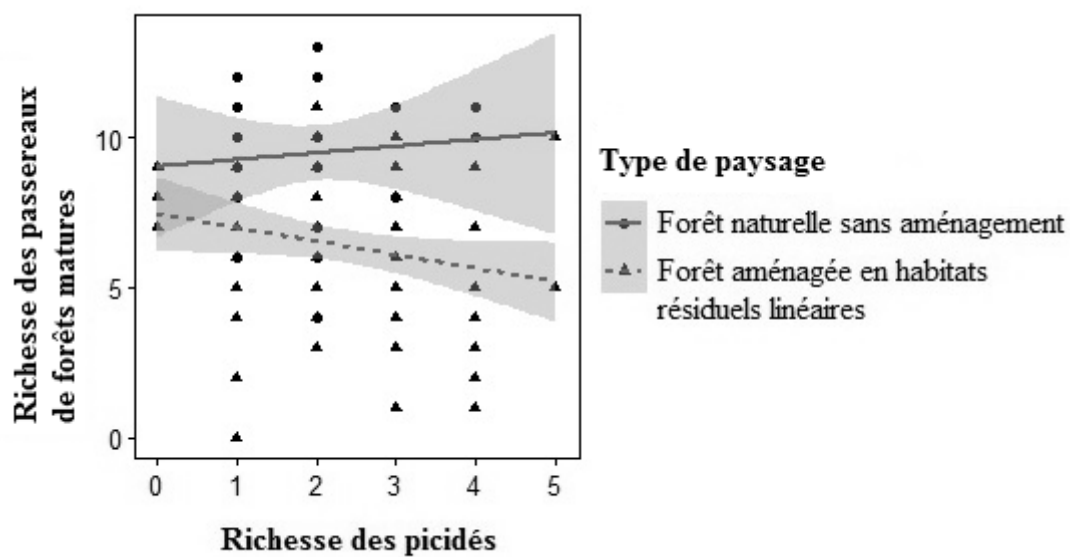


Figure 1.1 Relation entre la richesse des passereaux de forêts matures et la richesse des piciés en fonction du type de paysage échantillonné, en forêt boréale mixte de l'Abitibi, Québec, Canada.

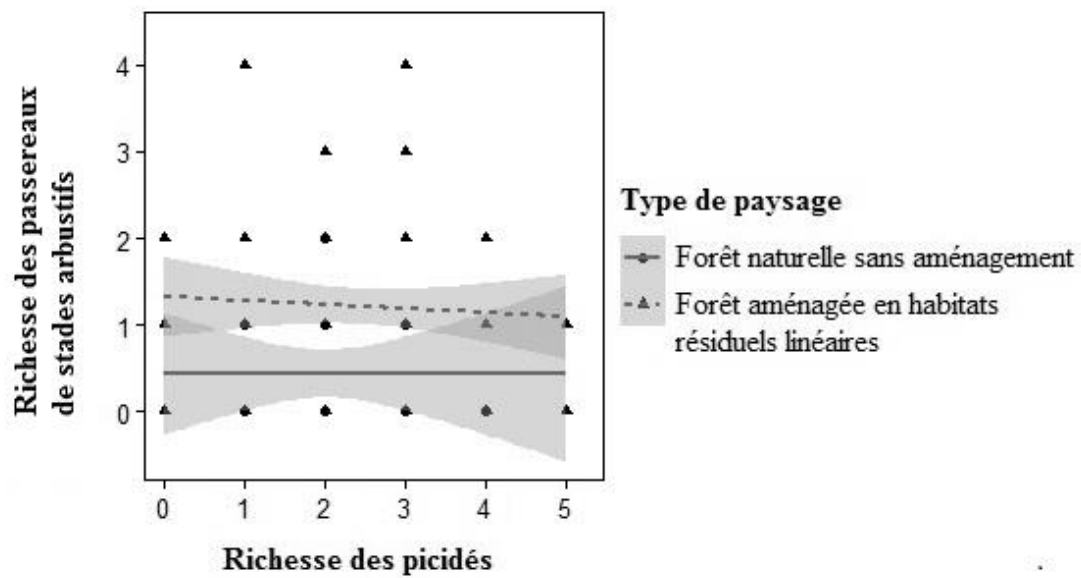


Figure 1.2 Relation entre la richesse des passereaux de stades arbustifs et la richesse des picidés en fonction du type de paysage échantillonné en forêt boréale mixte de l'Abitibi, Québec, Canada.

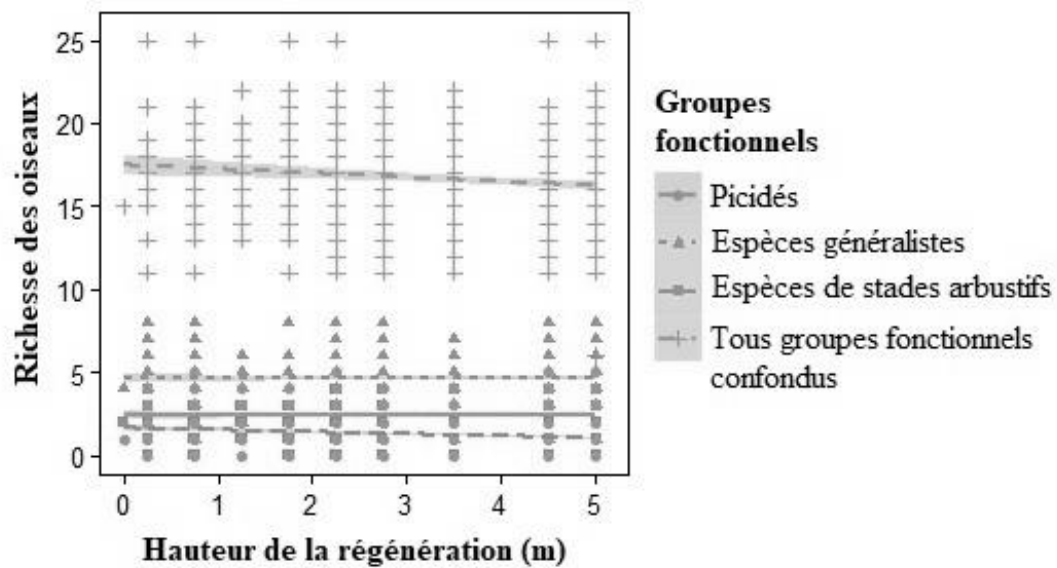


Figure 1.3 Relation entre la richesse des oiseaux de plusieurs groupes fonctionnels et la hauteur de la régénération de la végétation des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires échantillonnés en forêt boréale mixte aménagée de l'Abitibi, Québec, Canada. Seules les relations significatives sont présentées dans la figure.

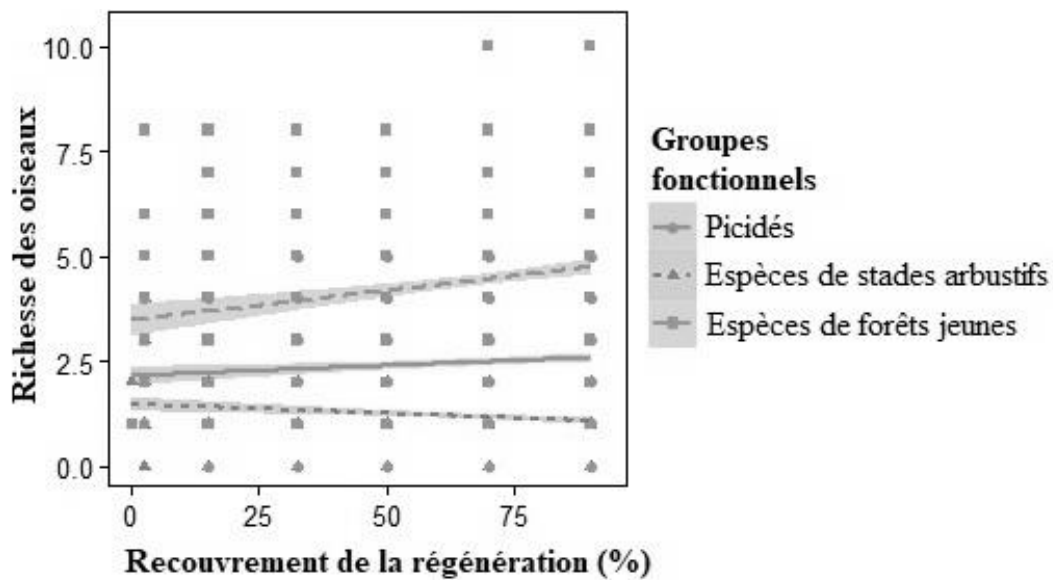


Figure 1.4 Relations entre la richesse des oiseaux de plusieurs groupes fonctionnels et le recouvrement de la régénération de la végétation des parterres de coupe adjacents aux habitats linéaires échantillonnés en forêt boréale mixte aménagée de l'Abitibi, Québec, Canada. Seules les relations significatives sont présentées dans la figure.

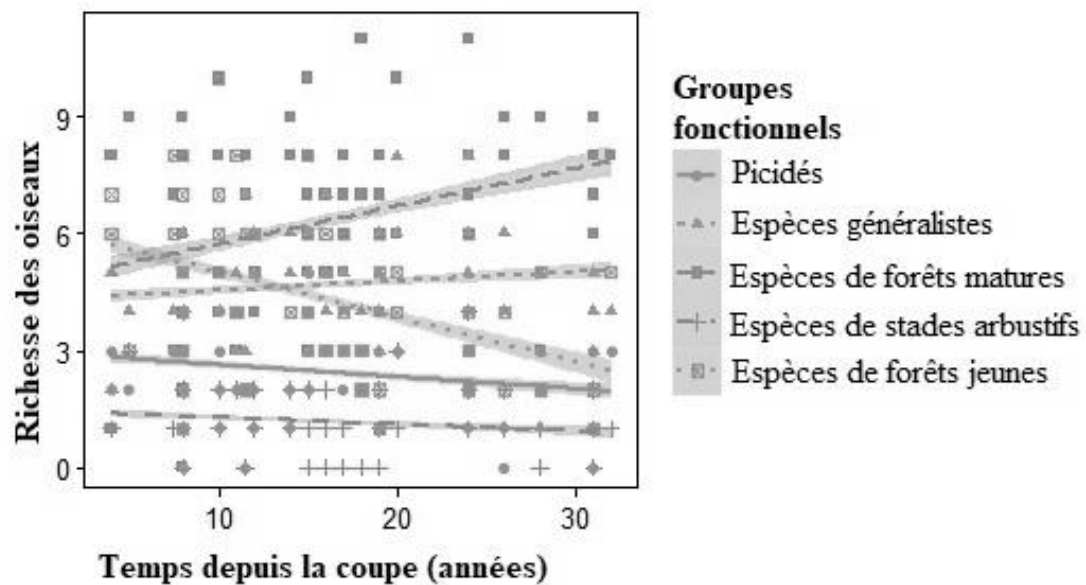


Figure 1.5 Relations entre la richesse des oiseaux de plusieurs groupes fonctionnels et le temps depuis la coupe des parterres adjacents aux habitats linéaires échantillonnés en forêt boréale mixte aménagée de l'Abitibi, Québec, Canada. Seules les relations significatives sont présentées dans la figure.

1.10 Tableaux

Tableau 1.1 Valeurs moyennes des variables de régénération de la végétation dans les parterres de coupe adjacentes aux habitats linéaires échantillonnés.

Nom du point d'écoute	Temps depuis la coupe (en années)	Hauteur moyenne de la régénération (en mètres)	Recouvrement moyen de la régénération (en %)
BE16R1C1	4	1.36 ± 0.66	65.00 ± 27.33
BE16R1C2	4	1.70 ± 0.76	71.96 ± 23.66
BA16M1C1	5	2.04 ± 0.47	66.25 ± 22.91
SB16F1C1	7.5	3.32 ± 0.19	58.93 ± 17.99
SB16F1C2	7.5	3.43 ± 0.65	44.29 ± 13.23
SA14M2C1	8	2.48 ± 1.45	78.75 ± 21.40
SA14M2C2	8	2.98 ± 0.52	74.64 ± 7.56
SB16F3C1	8	3.46 ± 1.37	82.86 ± 7.56
SB16F3C2	8	2.32 ± 1.31	73.04 ± 9.76
BE16M1C1	8	2.32 ± 1.09	49.82 ± 22.39
BE16M1C2	8	2.55 ± 1.71	54.11 ± 20.42
SA14M1C1	8	1.91 ± 1.99	67.86 ± 17.99
SA14M1C2	8	2.63 ± 1.07	73.21 ± 10.69
SA14M4C1	8	3.09 ± 1.61	40.71 ± 21.64
SA14M4C2	8	2.77 ± 1.71	46.79 ± 18.92
BA14F4C1	8	2.50 ± 0.98	81.43 ± 15.74
BA14F4C2	8	2.68 ± 1.68	84.29 ± 9.76
BA14F4C3	8	1.54 ± 0.64	65.00 ± 25.98
SA14F9C1	8	3.75 ± 0.63	75.71 ± 15.12
SA14F9C2	8	1.57 ± 1.07	90.00 ± 0
SA14F2C1	10	3.18 ± 0.65	70.00 ± 10.69
SA14F2C2	10	2.96 ± 1.37	70.00 ± 15.12
SB16F2C1	10	2.70 ± 1.72	77.50 ± 25.14
SB16F2C2	10	2.73 ± 1.33	88.57 ± 0
SB16M3C1	10	3.41 ± 0.80	61.25 ± 27.59
BB14F1C1	11	2.18 ± 1.23	81.79 ± 21.73
BB14F1C2	11	2.57 ± 0.19	75.71 ± 15.12
SB16M2C1	11.5	3.09 ± 0.72	54.11 ± 27.72
SB16M2C2	11.5	3.14 ± 1.15	42.50 ± 25.93
BC16F1C1	12	3.89 ± 0.57	81.43 ± 10.69
BC16F1C2	12	2.43 ± 1.40	67.50 ± 20.67
BB14M10C1	14	2.39 ± 1.45	71.79 ± 31.97
BB14M10C2	14	1.61 ± 1.92	65.00 ± 26.58
SC14F9C1	15	2.46 ± 0	67.50 ± 18.92
SC14F9C2	15	2.43 ± 0	64.46 ± 20.67

Nom du point d'écoute	Temps depuis la coupe (en années)	Hauteur moyenne de la régénération (en mètres)	Recouvrement moyen de la régénération (en %)
SC14F9C3	15	2.89 ± 1.04	55.36 ± 22.26
BC14F9C1	15	2.25 ± 0	81.43 ± 10.69
BC14F9C2	15	2.18 ± 1.23	87.14 ± 7.56
SC14F2C1	15	2.34 ± 1.41	88.57 ± 7.56
SC14F2C2	15	2.70 ± 1.57	87.14 ± 0
BC14M1C1	16	2.57 ± 0.19	81.43 ± 10.69
BC14M1C2	16	2.04 ± 1.61	58.57 ± 15.74
BC16F3C1	16	2.16 ± 1.59	60.89 ± 24.31
SB14F12C1	17	2.34 ± 0	67.14 ± 7.56
SB14F12C2	17	2.34 ± 0.57	80.00 ± 9.76
SC14F10C1	17	2.63 ± 0	82.86 ± 10.69
SC14F10C2	17	2.75 ± 0.24	79.46 ± 7.56
BC14M30C1	18	2.68 ± 1.23	87.14 ± 7.56
BC14M30C2	18	2.57 ± 0.19	81.43 ± 10.69
SC16M3C1	19	2.29 ± 0.85	43.21 ± 13.23
SC16M3C2	19	2.66 ± 1.38	53.39 ± 20.51
SC16M3C3	19	2.57 ± 0.19	63.04 ± 18.86
SC14M8C1	19	2.11 ± 0	82.32 ± 7.56
SC14M8C2	19	2.25 ± 0	67.32 ± 18.48
BC16M5C1	19	2.14 ± 1.77	32.50 ± 14.29
BC16M5C2	19	2.57 ± 0.19	37.50 ± 8.54
SC14F11C1	20	2.27 ± 1.57	71.96 ± 15.74
SC14F11C2	20	1.73 ± 0.19	43.57 ± 15.12
BC14R1C1	24	2.43 ± 0.57	81.43 ± 10.69
BC14R1C2	24	2.18 ± 1.23	70.00 ± 11.55
BC14M9C1	24	2.25 ± 1.04	17.50 ± 6.61
BC14M9C2	24	2.32 ± 0.85	18.93 ± 13.68
BC14M9C3	24	2.29 ± 1.44	35.00 ± 12.08
SC16M2C1	24	3.25 ± 0.67	78.57 ± 10.69
SC16M2C2	24	2.39 ± 1.10	31.07 ± 23.13
SD16M2C1	26	2.84 ± 0.85	57.68 ± 18.28
SD16M2C2	26	2.82 ± 0	51.79 ± 19.55
BD14M6C1	28	2.25 ± 0	47.50 ± 6.61
BD14M6C2	28	2.25 ± 0	48.21 ± 16.81
SD16M1C1	31	2.29 ± 1.25	67.26 ± 12.78
SD16M1C2	31	2.39 ± 0.57	78.57 ± 17.99
SD16M1C3	31	2.80 ± 0.56	81.43 ± 15.74
BD14M1C1	31	2.89 ± 0.24	87.14 ± 7.56
BD14M1C2	31	2.57 ± 0.19	47.86 ± 12.78
BD14F1C1	32	2.43 ± 1.43	78.75 ± 16.49

Tableau 1.2 Liste et description des variables d'habitat utilisées pour la sélection de modèles.

Modèle	Description des variables
Composition de l'habitat	Moyenne d'enrésinement (% de conifères)
	Nombre de peupliers faux-trembles moribonds ou morts de plus de 20 cm de dhp portant des polypores du tremble (<i>Phellinus tremulae</i>)
	Nombre d'espèces d'arbres
Structure verticale de l'habitat	Couvert forestier total sous 7 m de hauteur (%)
	Couvert forestier total entre 7 et 12 m de hauteur (%)
	Couvert forestier total au-dessus de 12 m de hauteur (%)
	Diamètre moyen des arbres à hauteur de poitrine (cm)
	Surface terrière totale (m ² /ha) des arbres de plus de 10 cm de dhp
Diversité structurelle des arbres	La diversité structurelle des arbres, calculée avec l'indice de diversité de Shannon-Weaver sur les classes de dégradation et de dhp des arbres dénombrés
Aménagement	Présence d'aménagement forestier adjacent à l'habitat (agglomération de coupes totales et de coupes avec protection de la régénération et des sols laissant des habitats résiduels de forme linéaire; séparateurs secs et bandes riveraines)
Richesse des pigidés	Nombre d'espèces de pics

Tableau 1.3 Résultats des différents modèles utilisés pour évaluer la capacité des picidés à servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers traités selon leur groupe fonctionnel. La variable « Richesse des pics : Aménagement » signifie l'interaction entre la richesse en espèces de pics et la présence d'aménagement forestier. Les variables significatives dans les modèles ($|t| > 1,96$) sont en caractères gras avec des astérisques.

Variables	Estimé	SE	Valeur de t
Tous les passereaux forestiers			
Richesse des pics	0,2133	0,4415	0,630
Richesse des pics : Aménagement	-0,2810	0,3378	0,408
Passereaux de forêts de stades arbustifs			
Richesse des pics	-0,2964	0,1142	-2,595*
Richesse des pics : Aménagement	0,3122	0,0874	3,572*
Passereaux de jeunes forêts			
Richesse des pics	-0,0875	0,2454	-0,356
Richesse des pics : Aménagement	0,6354	0,1878	3,384*
Passereaux de forêts matures			
Richesse des pics	0,7556	0,3182	2,375*
Richesse des pics : Aménagement	-1,3186	0,2435	-5,415*
Passereaux généralistes			
Richesse des pics	-0,1507	0,1729	-0,872
Richesse des pics : Aménagement	0,0846	0,1323	0,640

Tableau 1.4 Résultats des différents modèles utilisés pour évaluer l'effet de la régénération de la végétation dans les parterres de coupe adjacents aux habitats résiduels linéaires sur la relation entre la richesse des pics et des passereaux forestiers (traités selon leur groupe fonctionnel). Les variables significatives dans les modèles ($|t| > 1,96$) sont en caractères gras avec des astérisques.

Variables	Estimé	SE	Valeur de t
Tous les passereaux forestiers			
Richesse des pics : Hauteur de la régénération	-0,0885	0,0306	-2,898*
Richesse des pics : Recouvrement de la régénération	0,0003	0,0016	0,181
Richesse des pics : Temps depuis la coupe	0,0072	0,0066	1,081
Passereaux d'habitats de stades arbustifs			
Richesse des pics : Hauteur de la régénération	-0,0230	0,0083	-2,790*
Richesse des pics : Recouvrement de la régénération	-0,0015	0,0004	-3,343*
Richesse des pics : Temps depuis la coupe	-0,0059	0,0018	-3,286*
Passereaux de jeunes forêts			
Richesse des pics : Hauteur de la régénération	-0,0221	0,0174	-1,267
Richesse des pics : Recouvrement de la régénération	0,0033	0,0009	3,578*
Richesse des pics : Temps depuis la coupe	-0,0362	0,0038	-9,595*
Passereaux de forêts matures			
Richesse des pics : Hauteur de la régénération	-0,0194	0,0225	-0,862
Richesse des pics : Recouvrement de la régénération	-0,0015	0,0012	-1,251
Richesse des pics : Temps depuis la coupe	0,0346	0,0049	7,097*
Passereaux généralistes			
Richesse des pics : Hauteur de la régénération	-2,638e ⁻⁰²	1,257e ⁻⁰²	-2,098*
Richesse des pics : Recouvrement de la régénération	-4,551e ⁻⁰⁵	6,702e ⁻⁰⁴	-0,068
Richesse des pics : Temps depuis la coupe	1,456e ⁻⁰²	2,723e ⁻⁰³	5,348*

Tableau 1.5 Classement des modèles reliant la richesse des passereaux forestiers traités selon leur groupe fonctionnel et la richesse des piciés aux variables de l'habitat. Les modèles sont ordonnés en fonction de leur $\Delta AICc$.

#	Nom du modèle	K	-2*LL	$\Delta AICc$	w
<i>Richesse globale de tous les passereaux forestiers</i>					
4	Diversité structurelle des arbres	3	499,86	0,00	0,98
6	Toutes les variables de végétation	12	487,24	8,72	0,01
8	Toutes les variables de végétation + richesse des piciés	13	487,18	11,30	0,00
1	Modèle nul	2	517,70	15,70	0,00
3	Structure verticale de l'habitat	7	507,24	16,35	0,00
5	Aménagement	3	517,12	17,26	0,00
2	Composition de l'habitat	5	513,08	17,60	0,00
7	Richesse des piciés	3	517,64	17,78	0,00
<i>Richesse des passereaux de stades arbustifs</i>					
5	Aménagement	3	243,36	0,00	0,94
6	Toutes les variables de végétation	12	228,02	6,00	0,05
8	Toutes les variables de végétation + richesse des piciés	13	228,00	8,63	0,01
1	Modèle nul	2	258,90	13,40	0,00
4	Diversité structurelle des arbres	3	258,12	14,77	0,00
3	Structure verticale de l'habitat	7	249,88	15,49	0,00
7	Richesse des piciés	3	258,88	15,51	0,00
2	Composition de l'habitat	5	256,44	17,46	0,00
<i>Richesse des passereaux de jeunes forêts</i>					
5	Aménagement	3	405,88	0,00	0,70
8	Toutes les variables de végétation + richesse des piciés	13	385,44	3,55	0,12
6	Toutes les variables de végétation	12	388,78	4,23	0,08
7	Richesse des piciés	3	410,64	4,76	0,06
4	Diversité structurelle des arbres	3	413,60	7,73	0,01
3	Structure verticale de l'habitat	7	404,86	7,95	0,01
1	Modèle nul	2	420,38	12,38	0,00
2	Composition de l'habitat	5	414,28	12,79	0,00
<i>Richesse des passereaux de forêts matures</i>					
6	Toutes les variables de végétation	12	426,16	0,00	0,62
8	Toutes les variables de végétation + richesse des piciés	13	424,64	1,11	0,36
5	Aménagement	3	454,12	6,62	0,02
3	Structure verticale de l'habitat	7	453,86	15,32	0,00
2	Composition de l'habitat	5	471,68	28,57	0,00
7	Richesse des piciés	3	477,86	30,35	0,00
1	Modèle nul	2	483,02	33,40	0,00
4	Diversité structurelle des arbres	3	481,72	34,21	0,00

#	Nom du modèle	K	-2*LL	$\Delta AICc$	w
<i>Richesse des passereaux généralistes</i>					
4	Diversité structurelle des arbres	3	319,16	0,00	0,98
1	Modèle nul	2	330,18	8,90	0,01
7	Richesse des piciés	3	329,82	10,66	0,00
5	Aménagement	3	330,06	10,89	0,00
3	Structure verticale de l'habitat	7	322,84	12,64	0,00
2	Composition de l'habitat	5	329,08	14,30	0,00
6	Toutes les variables de végétation	12	312,28	14,45	0,00
8	Toutes les variables de végétation + richesse des piciés	13	310,96	15,78	0,00
<i>Richesse des piciés</i>					
2	Composition de l'habitat	5	292,56	0,00	0,89
4	Diversité structurelle des arbres	3	302,88	5,93	0,05
5	Aménagement	3	303,96	7,00	0,03
1	Modèle nul	2	306,70	7,63	0,02
6	Toutes les variables de végétation	12	284,16	8,53	0,01
3	Structure verticale de l'habitat	7	298,48	10,50	0,00
<i>Richesse des passereaux utilisateurs de bois mort</i>					
1	Modèle nul	2	307,50	0,00	0,44
5	Aménagement	3	307,04	1,68	0,19
7	Richesse des piciés	3	307,24	1,87	0,17
4	Diversité structurelle des arbres	3	307,40	2,04	0,16
2	Composition de l'habitat	5	306,02	5,04	0,04
3	Structure verticale de l'habitat	7	306,48	10,09	0,00
6	Toutes les variables de végétation	12	303,04	19,00	0,00
8	Toutes les variables de végétation + richesse des piciés	13	303,00	21,61	0,00

= numéro du modèle; nom du modèle (voir Tableau 1.1); K = nombre de paramètres; -2*LL = -2 * log likelihood; $\Delta AICc$ = différence dans le critère d'information d'Akaike corrigée pour les petites tailles d'échantillons (AICc) entre chaque modèle et le modèle avec le AICc minimum; w = poids d'Akaike.

Tableau 1.6 Estimés, erreurs-types et intervalles de confiance à 95 % des variables obtenus par inférence multimodèles. Les intervalles de confiance qui ne comprennent pas 0 sont en caractères gras.

Paramètre	Richesse globale de tous les passereaux forestiers			Richesse des passereaux de stades arbustifs			Richesse des passereaux de jeunes forêts		
	Estimé	SE	IC	Estimé	SE	IC	Estimé	SE	IC
Enrésinement	0,02	0,01	-0,01, 0,05	0,01	0,00	0, 0,01	0,00	0,01	-0,02, 0,01
Densité de PET ¹ moribonds ou morts > 30 cm de dhp portant des PHTR ²	-0,03	0,04	-0,11, 0,04	0,01	0,01	-0,01, 0,03	0,01	0,02	-0,04, 0,05
Diversité des arbres	0,01	0,27	-0,52, 0,54	0,16	0,07	0,02, 0,31	-0,06	0,17	-0,39, 0,27
Recouvrement < 7m	-0,02	0,02	-0,05, 0,02	0,00	0,00	-0,01, 0,01	-0,01	0,01	-0,03, 0,02
Recouvrement entre 7 et 12m	0,01	0,02	-0,02, 0,04	0,00	0,00	-0,01, 0,01	0,01	0,01	-0,02, 0,03
Recouvrement > 12m	0,02	0,02	-0,01, 0,06	-0,01	0,00	-0,01, 0	0,01	0,01	-0,01, 0,03
Dhp moyen	0,02	0,09	-0,16, 0,19	0,05	0,02	0,01, 0,1	0,13	0,05	0,02, 0,23
Surface terrière totale	0,00	0,03	-0,05, 0,06	-0,01	0,01	-0,02, 0,01	-0,04	0,02	-0,07, 0
Diversité structurelle des arbres	4,17	0,96	2,3, 6,04	0,21	0,29	-0,36, 0,78	1,57	0,66	0,28, 2,86
Aménagement	-0,74	0,76	-2,22, 0,74	0,77	0,19	0,4, 1,15	1,53	0,52	0,52, 2,54
Richesse des picidés	-0,07	0,29	-0,65, 0,51	0,01	0,08	-0,15, 0,17	0,39	0,21	-0,02, 0,79

Paramètre	Richesse des passereaux de forêts matures			Richesse des passereaux généralistes			Richesse des picidés			Richesse des passereaux utilisateurs de bois mort		
	Estimé	SE	IC	Estimé	SE	IC	Estimé	SE	IC	Estimé	SE	IC
Enrésinement	0,02	0,01	0, 0,04	-0,01	0,01	-0,01, 0,01	-0,01	0,00	-0,02, 0	-0,01	0,00	-0,01, 0
Densité de PET moribonds ou morts >30 cm de dhp portant des PHTR	-0,03	0,03	-0,08, 0,03	0,01	0,02	-0,05, 0,02	0,01	0,01	-0,02, 0,03	0,00	0,01	-0,03, 0,02
Diversité des arbres	-0,04	0,20	-0,44, 0,35	-0,16	0,12	-0,24, 0,23	-0,16	0,09	-0,33, 0,01	0,01	0,09	-0,18, 0,19
Recouvrement < 7m	-0,01	0,01	-0,04, 0,01	0,01	0,01	-0,01, 0,02	0,01	0,01	-0,01, 0,02	0,00	0,01	-0,01, 0,02
Recouvrement entre 7 et 12m	0,00	0,01	-0,03, 0,02	0,00	0,01	-0,01, 0,01	0,00	0,01	-0,01, 0,02	0,00	0,01	-0,01, 0,01
Recouvrement > 12m	0,02	0,01	-0,01, 0,04	0,00	0,01	-0,01, 0,02	0,00	0,01	-0,01, 0,02	0,00	0,01	-0,02, 0,01
Dhp moyen	-0,11	0,07	-0,23, 0,02	0,00	0,04	-0,15, 0	0,00	0,03	-0,07, 0,06	-0,02	0,03	-0,08, 0,04
Surface terrière totale	0,05	0,02	0, 0,09	-0,01	0,01	-0,01, 0,03	-0,01	0,01	-0,03, 0,01	0,01	0,01	-0,02, 0,03
Diversité structurelle des arbres	1,12	0,79	-0,44, 2,68	0,68	0,39	0,55, 2,06	0,68	0,36	-0,03, 1,39	-0,11	0,36	-0,82, 0,61
Aménagement	-2,64	0,56	-3,74, -1,54	0,30	0,30	-0,49, 0,69	0,30	0,32	-0,32, 0,93	0,17	0,26	-0,34, 0,69
Richesse des picidés	-0,25	0,22	-0,67, 0,17		0,12	-0,3, 0,15				0,05	0,10	-0,15, 0,25

¹ PET : Peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*)

²PHTR : Champignon de la carie blanche du tremble ou polypore du tremble (*Phellinus tremulae*)

Tableau 1.7 Valeurs utilisées afin d'évaluer l'effet additif des pics à l'habitat.

Groupe fonctionnel de passereaux	Poids d'Akaike pour le modèle 6 (w6)	Poids d'Akaike pour le modèle 8 (w8)	Rapport des poids d'Akaike (w8/w6)
Tous les passereaux forestiers confondus	0,01	0,00	0,00
Passereaux de stades arbustifs	0,05	0,01	0,20
Passereaux de jeunes forêts	0,08	0,12	1,50
Passereaux de forêts matures	0,62	0,36	0,58
Passereaux généralistes	0,00	0,00	0,00
Passereaux utilisateurs de bois mort	0,00	0,00	0,00

CHAPITRE II

LE SUIVI PAR REPASSE DE CRIS EST-IL UN OUTIL PERFORMANT POUR STATUER SUR LA NIDIFICATION DES PICS ?

Juliette Duranleau^{1,2}, Pierre Drapeau^{1,2}, Philippe Cadieux^{1,2} et Louis Imbeau^{2,3}

¹Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable,
Université du Québec à Montréal, Département des sciences biologiques, CP 8888,
Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3P 3P8.

²Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, Département des
sciences biologiques, CP 8888, Succursale Centre-Ville,
Montréal, Québec, Canada, H3P 3P8.

³Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable,¹
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Département des sciences
appliquées, 445 Boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda,
Québec, Canada, J9X 5E4.

2.1 Résumé

La présence des pics (*Picidae*) est considérée comme étant un bon indicateur de la qualité des habitats pour l'avifaune forestière. Une approche permettant de confirmer la qualité des habitats pour les pics consiste à évaluer leur activité reproductrice au moyen de dénombrements de leurs cavités actives (nids). Pareille méthode de recensement s'avère cependant exigeante et peu appropriée pour la mise en place d'un programme de suivi à grande échelle (ex. : régionale). La repasse de cris et de tambourinements émis par les pics (« playback ») pourrait s'avérer une alternative pour mesurer rapidement leur activité reproductrice dans leurs habitats potentiels de nidification. Nous présentons les résultats d'une étude évaluant la capacité des indices auditifs des pics à prévoir leur activité reproductrice en forêt boréale mixte du nord-ouest du Québec. Trois dénombrements par repasse de cris ainsi qu'un inventaire systématique de cavités actives de pics ont été menés en Abitibi dans 100 stations d'échantillonnage réparties dans les habitats linéaires d'agglomérations de coupes ainsi que dans des massifs de forêts non aménagées. En plus de la présence de cavités actives, d'autres indices (parents transportant des bols alimentaires ou juvéniles observés hors du nid) ont été compilés comme signes de présence d'activité de nidification dans les habitats recensés. Pour l'ensemble des espèces, nos résultats montrent que le nombre d'espèces de pics détecté par repasse de cris est, de façon significative, relié au nombre d'espèces qui défendent des cavités actives. Cette relation est statistiquement différente entre la forêt aménagée et non aménagée, la relation étant plus forte en zone naturelle. Pour les espèces individuelles, la repasse de cris est significativement associée à la présence de cavités actives pour le Pic mineur (*Picoides pubescens*), le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*) et le Pic maculé (*Sphyrapicus varius*). Le « playback » permet donc de bien prévoir l'activité reproductrice des pics, notamment dans les forêts naturelles. Cependant, même s'il est un peu moins performant pour le suivi des pics dans les forêts résiduelles des paysages aménagés, le « playback » demeure une approche d'inventaire fiable de l'activité reproductrice des pics qui a l'avantage de permettre la couverture extensive de grands territoires, ce que ne peut faire une méthode de recherche active de cavités. Bien que des variations interspécifiques aient été observées, le « playback » demeure une méthode efficace pour évaluer la probabilité de nidification du Pic mineur, du Pic flamboyant et du Pic maculé.

Mots clés : *Pics, repasse de cris, activité reproductrice, caméra télescopique, cavités, suivi de la biodiversité, forêt boréale mixte.*

2.2 Introduction

Dans une perspective d'aménagement durable des forêts, la mise en œuvre de programmes de suivis de la diversité biologique constitue une démarche essentielle permettant d'évaluer le succès ou la défaillance d'un système d'aménagement forestier à atteindre ses objectifs de conservation (Gauthier *et al.*, 2008). Pareils programmes sont généralement ciblés sur les espèces les plus susceptibles d'être affectées par l'aménagement forestier, qui sont alors considérées comme des indicateurs évaluatifs (Rempel *et al.*, 2004; Drapeau *et al.*, 2008) qui vérifient l'hypothèse d'une relation entre l'action d'aménagement et son effet sur la diversité biologique.

Les communautés aviaires sont particulièrement sensibles à l'aménagement forestier (Sekercioglu, 2002; Fleishman *et al.*, 2003; Lee et Rotenberry, 2005; Mac Nally, 1990). Par conséquent, les oiseaux ont un fort potentiel comme indicateurs écologiques. Un groupe aviaire remarquable présentant une grande sensibilité à la modification de la forêt est la famille des pics (*Picidae*). Les pics sont reconnus comme étant sensibles aux opérations forestières qui modifient la structure et la composition naturelle des forêts (Imbeau *et al.*, 2001; Thompson *et al.*, 2003; Mikusiński, 2006), notamment par la réduction du bois âgé et mort (Lindenmayer et Noss, 2006). La présence de plusieurs espèces de pics dans un écosystème forestier a été suggérée comme un indicateur de pratiques d'aménagement forestier durable et de forêts naturellement dynamiques (Mikusiński et Angelstam, 1997; Scherzinger, 1998; Wübbenhorst et Südbeck, 2001). De plus, plusieurs espèces de Pucidés sont perçues comme des espèces clés, puisque leurs activités d'excavation soutiennent de nombreux utilisateurs secondaires de cavités qui ne peuvent pas les creuser eux-mêmes (Martin et Eadie, 1999; Angelstam et Mikusiński, 1994). Les impacts de l'aménagement forestier sur les Pucidés sont donc susceptibles de s'appliquer aussi à une portion plus large de la communauté d'oiseaux forestiers. Inversement, la gestion

forestière ciblée sur la conservation des pics (par exemple, l'entretien de l'hétérogénéité structurelle et la rétention du bois mort) est possiblement bénéfique à toute la communauté aviaire forestière (Kumar *et al.*, 2011). Les pics sont de ce fait des espèces cibles importantes pour la recherche en biologie de la conservation des paysages forestiers et pour le suivi, en lien avec les pratiques d'aménagement forestier durable soucieuses du maintien de la biodiversité (Short et Horne, 1990; Virkkala, 2006).

Toutefois, la plupart des espèces de pics sont difficiles à étudier étant souvent plus discrètes que les passereaux chanteurs et donc plus difficilement détectables (Botello-Gut, 2006; Spitznagel, 1993). Les méthodes couramment utilisées pour les dénombrer présentent de nombreuses difficultés et ne fournissent que rarement des résultats suffisamment fiables pour ce groupe (Oelke, 1975; Spitznagel, 1993; Setterington *et al.*, 2000). La technique de repasse de cris et de tambourinements émis par les pics (« playback ») est recommandée pour surmonter les difficultés liées à la détection de ces espèces plus discrètes (Bennett et Corbett, 1996; Johnson *et al.*, 1981). À notre connaissance, cette méthode n'a pas encore été comparée à l'approche plus intensive d'inventaires des cavités occupées par les pics. Le dénombrement des cavités actives s'avère exigeant et est peu approprié pour la mise en place d'un programme de suivi à grande échelle (ex. : régionale; Kosiński *et al.*, 2004). Le « playback » pourrait donc s'avérer une approche alternative efficace pour mesurer rapidement l'occupation des habitats par les pics. Il existe cependant de nombreuses réserves quant à la précision, à l'efficacité et à l'interprétation des résultats obtenus à l'aide de cette méthode. Elle peut notamment attirer des oiseaux venant de l'extérieur de la zone d'étude (Johnson *et al.*, 1981). Nous ne savons pas dans quelle mesure les individus qui répondent au « playback » sont ou ne sont pas appariés. Leur réponse n'est donc pas un gage de leur activité reproductrice dans l'habitat.

Dans cette étude, nous évaluons la capacité des indices auditifs des pics à prévoir leur activité reproductrice, tant en forêt naturelle qu'aménagée. Autrement dit, nous avons voulu vérifier si les méthodes utilisant des repasses de cris et de tambourinements émis par les pics permettent d'estimer l'activité reproductrice des espèces par rapport aux méthodes plus intensives fondées sur la recherche systématique de nids. Nous émettons l'hypothèse suivante : la probabilité de réponse des pics au « playback » est corrélée positivement à la probabilité de présence d'indices de reproduction dans l'habitat. De plus, nous prévoyons que : 1) le nombre d'espèces de pics détectées avec la méthode de « playback » est corrélé positivement au nombre d'espèces se reproduisant dans l'habitat, 2) la probabilité de réponse au « playback » des espèces individuelles est corrélée positivement à la probabilité de présence d'un indice de reproduction de l'espèce dans l'habitat, et 3) la relation entre la réponse au « playback » et l'activité reproductrice des pics devrait être plus faible dans les habitats résiduels des paysages aménagés que dans les habitats naturels des forêts non aménagées. Les domaines vitaux des pics étant probablement plus étendus dans les habitats résiduels fragmentés par la coupe, nous avons donc moins de chance de trouver un indice de reproduction dans un fragment utilisé par l'espèce si le domaine vital doit regrouper plusieurs fragments d'habitats (Fraser et Stutchbury, 2004).

2.3 Méthodes

2.3.1 Aire d'étude

L'étude a eu lieu dans la portion sud de la forêt boréale du nord-ouest du Québec (Abitibi) dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, située dans la ceinture d'argile « Clay belt » du Québec et de l'Ontario (Saucier *et al.*, 1998). La région se caractérise par des dépôts d'argile provenant du lac pro-glaciaire Barlow-Ojibway et de basses collines rocheuses (Vincent et Hardy, 1977; Leduc et Harvey,

1999). La zone d'étude est plus précisément située dans la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD), à 45 km au nord-ouest de Rouyn-Noranda (48°27'N, 79°27'W). La température moyenne, à Sainte-Germaine-de-Boulé (20 km au nord du territoire d'étude), est de 3,1 °C, tandis que les chutes de pluie et de neige annuelles moyennes sont respectivement de 890,5 mm et de 327,8 cm (Environnement Canada, 2015).

Notre zone d'étude se compose en deux types de paysages. Le premier est un paysage forestier continu non aménagé couvrant plus de 80 km² et situé dans la zone de conservation de la FERLD. Cette portion de la FERLD est une forêt mixte qui est principalement dynamisée par des perturbations naturelles de feux et d'épidémies d'insectes (Bergeron, 1991; Bergeron *et al.*, 1995). Le second territoire, situé à environ 20 km au sud-ouest, est un paysage aménagé en agglomérations de coupe totale et de coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) où on retrouve sur plus de 100 km² des forêts résiduelles surtout concentrées en habitats linéaires (bandes riveraines et séparateurs de coupe). Les bandes riveraines sont des lisières boisées, généralement de 20 m de large, conservées en tout temps en bordure des cours d'eau. Une récolte partielle y est permise avec le maintien d'un minimum de 500 tiges à l'hectare (MRNQ, 1996). Les séparateurs de coupe sont des lisières boisées beaucoup plus larges, de 60 à 100 m de largeur, conservées entre deux parterres de coupe jusqu'à ce que la régénération adjacente ait atteint 3 m de hauteur (minimum 10 ans; MRNQ, 1996). La forêt mature (>70 ans) dominée par les peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides*) correspond à 60 % du couvert forestier total dans la forêt aménagée (MRNFQ, 2010). La composition des peuplements varie en fonction du temps écoulé depuis le feu, des peuplements de début de succession dominés par des feuillus (peuplier faux-tremble, bouleau à papier (*Betula papyrifera*)), à des peuplements mixtes (épinette blanche (*Picea glauca*)), aux peuplements résineux (sapin baumier (*Abies balsamea*), thuya occidental (*Thuja occidentalis*); Bergeron, 2000). Dans certains peuplements, le thuya occidental,

l'épinette noire (*Picea mariana*) et l'épinette blanche sont présents comme espèces accompagnatrices (Rowe, 1972).

2.3.2 Méthodes

Au printemps et à l'été 2016, nous avons recensé les oiseaux dans 42 sites d'échantillonnage, soient 37 sites en zone aménagée et 5 sites en zone non aménagée. Tous les sites ont été disposés en forêt mixte et feuillue. Chaque site échantillonné en zone aménagée était constitué d'une à trois stations de « playback » (dépendamment de la longueur de l'habitat linéaire; 400 à 650 m). Les stations de « playback » ont été disposées le long d'un transect séparant les habitats linéaires de façon longitudinale, pour un total de 75 stations en zone aménagée. La configuration spatiale des sites était variable, épousant ainsi les contours naturels dans le paysage aménagé, mais ils étaient tous linéaires (i.e. : plus longs que larges). La largeur des habitats sélectionnés a varié de 29 à 195 m. En zone non aménagée, chaque site était constitué de cinq stations de « playback », pour un total de 25 stations. Une partie de ces stations (12) a été disposée en bordure du lac Duparquet, afin de pouvoir avoir une proportion de stations comparables avec les stations situées dans les bandes riveraines de la zone aménagée. Tous les sites de l'étude sont considérés comme indépendants, car ils étaient séparés entre eux par un minimum de 500 m. Cependant, la distance entre les différentes stations de « playback » à l'intérieur d'un même site étant de 250 m, un effet aléatoire a été ajouté à nos différents modèles statistiques afin de tenir compte de la dépendance entre ces stations au sein d'un même site.

Afin de mesurer l'utilisation des habitats par les Piciés, deux méthodes ont été utilisées : les repasses de cris et de tambourinements émis par les pics (« playback ») et l'observation des cavités actives au moyen de caméras. Ces recherches ont été menées entre la mi-mai et la fin du mois de juillet 2016, période couvrant les pics

d'activités de cris/percussions et de reproduction des Picipés (Martin et Eadie, 1999; Dudley et Saab, 2003).

Dans un premier temps, les estimations de la richesse en espèces de pics ont été faites en utilisant des repasses de cris et de tambourinements (Roberge et Angelstam, 2006; Wübbenhorst et Südbeck, 2001; Martin et Eadie, 1999) avec l'aide d'enregistrements et de haut-parleurs. Le volume de l'appareil a été ajusté pour qu'on puisse l'entendre jusqu'à 75 m en milieu forestier (milieu fermé). Une minute de silence était observée avant le début de chaque visite de « playback », puis une séquence d'appels de chaque espèce de pics connue pour être dans la zone d'étude était jouée deux fois. Les espèces suivantes ont été appelées au « playback » : Pic mineur, Pic chevelu (*Picoides villosus*), Pic maculé, Pic à dos noir (*Picoides arcticus*), Pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*), Pic flamboyant et Grand Pic (*Dryocopus pileatus*). Chaque espèce était appelée avec la repasse de chant pendant 30 secondes, suivie par une période de 30 secondes d'écoute, puis un second appel de la même espèce et un autre 30 secondes d'écoute (Martin et Eadie, 1999). Les appels ont été joués en fonction de la taille des pics, allant du plus petit (Pic mineur) au plus grand (Grand Pic; Martin et Eadie, 1999). Toutes les espèces de pics vues ou entendues pendant chaque appel ont été notées (Roberge et Angelstam, 2006). Pour chaque relevé, la distance (plus ou moins 75 m) de chaque cri/percussion entendu a également été notée. Trois visites de « playback » ont eu lieu à chaque station au cours de la période de nidification (Kosiński *et al.*, 2004). L'heure à laquelle les stations ont été visitées était variée entre les trois visites pour éviter les effets confondants liés à l'hétérogénéité temporelle de l'activité des oiseaux. Les repasses de cris et de tambourinements ont été effectuées les jours où les conditions climatiques étaient favorables à la détection des oiseaux, soit lorsque le vent était faible et qu'il n'y avait pas de précipitations. Les stations ont été visitées entre 05 h 00 et 10 h 00.

Dans un second temps, une recherche systématique de cavités a été réalisée sur l'ensemble de la superficie de chaque site d'échantillonnage des zones aménagées et non aménagées. Pendant cette recherche intensive, la température devait être supérieure à 0 °C, il ne devait pas y avoir de précipitations majeures et la vitesse du vent ne devait pas excéder 20 km/h. Cette recherche des cavités a été réalisée par deux observateurs marchant chacun un transect aller-retour, en étant munis de jumelles d'approche. Le parcours de chaque transect dans les deux sens visait à maximiser les chances de trouver des cavités. Le temps consacré à la recherche de cavités a été contrôlé pour tous les sites, soit un minimum de 1 h pour les bandes riveraines et 2 h 30 pour les séparateurs et un maximum de 4 h pour les bandes riveraines et 8 h pour les séparateurs, selon la superficie totale du site échantillonné. La recherche active de cavités dans le territoire non aménagé s'est faite en suivant le même protocole, mais dans des parcelles circulaires ou elliptiques centrées sur les stations d'échantillonnage. Le temps consacré à la recherche de cavités y a donc également été contrôlé selon la superficie totale du site échantillonné, soit un minimum de 2 h 15 et un maximum de 4 h 30 pour chaque station. Deux rondes de recherche de nids ont été réalisées dans chaque site. Vers la mi-mai, les adultes commencent à s'apparier et à creuser leur cavité, la recherche a donc été concentrée sur les indices sonores et visuels fournis par les individus adultes ainsi que sur la présence au sol de copeaux d'excavation (Martin et Eadie, 1999; Dudley et Saab, 2003). À partir de la mi-juin, l'éclosion a eu lieu pour la plupart des espèces, il est possible d'entendre les oisillons quémander, en plus de repérer les adultes en activité de nourrissage (Martin et Eadie, 1999; Dudley et Saab, 2003). Pour faciliter le repérage des cavités, une attention particulière a donc été portée aux bruits singuliers que provoque l'excavation des cavités, aux copeaux d'excavation qui se trouvent généralement au sol à proximité de l'arbre excavé et aux déplacements des excavateurs. Lorsqu'un excavateur était repéré, l'observateur le prenait en chasse et le suivait jusqu'à ce qu'il trouve son nid ou jusqu'à ce qu'il le perde de vue. Toutes les

cavités identifiées lors des battues ont été examinées afin de trouver les cavités actives et de valider la reproduction des pics dans les habitats à l'étude. La vérification de l'occupation des cavités s'est faite au moyen d'un système de caméra télescopique (TreeTopPeeper^(lm), Sandpiper Technologies, Manteca, California) permettant d'inspecter l'intérieur des cavités jusqu'à une hauteur de 17 m (Aitken et Martin, 2007). Un nid était considéré actif s'il contenait au moins un œuf ou un oisillon (Martin et Eadie, 1999; Aitken et Martin, 2004; Martin *et al.*, 2004). Pour les cavités situées à plus de 17 m de haut, l'échantillonnage a été basé sur l'observation aux jumelles à partir du sol. Il était alors possible de vérifier l'occupation d'une cavité en regardant ou en écoutant au bas de l'arbre pour discerner des oisillons, en cognant ou en grattant à la base de l'arbre pour détecter les occupants et en observant les allers-retours au nid que font les parents pour alimenter les jeunes (Martin *et al.*, 2004; Ouellet-Lapointe *et al.*, 2012). L'espèce nichant dans chaque cavité active a été notée ainsi que le stade de nidification du nid (Bavrlie, 2009). Une attention particulière a également été portée aux autres indices de nidification potentielle dans chaque habitat : juvéniles vus ou entendus en dehors du nid et/ou adultes transportant des bols alimentaires. Ces indices ont été notés et compilés pour chaque site à l'étude et considérés comme des signes de présence de nidification équivalents à la présence d'une cavité active. Les adultes nourrissant des jeunes et les juvéniles sortis de leur cavité depuis peu de jours s'éloignent probablement peu du nid. Le comportement d'un juvénile récemment sorti du nid est typiquement de ne pas se déplacer pour se faire nourrir, mais de quémander et d'attendre qu'un adulte vienne le nourrir (Stokes, 1979). De plus, les cris de quémandage lors des premiers jours suivant l'envol sont facilement identifiables (Kilham, 1962; Kilham, 1968). Ainsi, on peut déduire en apercevant (ou en entendant) un jeune ou des adultes nourrissant un jeune que le nid se trouve à proximité, un juvénile ayant quitté le nid depuis peu de jours n'étant probablement pas en mesure de parcourir des dizaines de mètres.

Plusieurs caractéristiques de l'habitat ont également été mesurées et comptabilisées pour chaque site à l'étude. Ces inventaires de végétation ont été réalisés au mois de juillet 2016. L'échantillonnage a été fait à l'intérieur de parcelles circulaires (11,2 m de rayon) distribuées de façon systématique à chaque station de repasse de cris. À l'intérieur de ces parcelles, tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (dhp) ont été dénombrés (Cooke et Hannon, 2012). Les données suivantes ont été récoltées pour chaque arbre vivant ou mort (chicot et bois mort au sol) : l'essence, le dhp, la classe de dégradation et pour les peupliers faux-tremble, la présence/absence de polypores du tremble (*Phellinus tremulae*). La classification de dégradation des arbres (et chicots) a été attribuée selon un système de classification décrit dans Ouellet-Lapointe (2010) pour les feuillus et dans Imbeau et Desrochers (2002) pour les conifères.

2.4 Analyses statistiques

Nous avons évalué la capacité des indices auditifs des pics à prévoir 1) l'activité reproductrice de toutes les espèces de pics confondues et 2) l'activité reproductrice des espèces individuelles. Nous avons également évalué les différences entre les deux systèmes à l'étude, soit entre la forêt aménagée et la forêt naturelle. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R 3.0.2 (R Development Core Team, 2014).

2.4.1 Ensemble des espèces

La fiabilité de la méthode de repasse de cris (« playback ») pour détecter l'activité reproductrice de l'ensemble des espèces de pics dans les habitats a été comparée entre les paysages aménagés et non aménagés au moyen de modèles linéaires mixtes

généralisés avec une distribution de Poisson. Pour prendre en compte la dépendance entre les stations d'un même site, les sites ont été ajoutés au modèle comme effet aléatoire. Le modèle a été effectué avec le *package* lme4 de R (version 1.1-13, Bates *et al.*, 2014).

La variable réponse du modèle était le nombre d'espèces de pics se reproduisant dans l'habitat. Les indices de nidification suivants ont été compilés comme des « présences » de reproduction dans l'habitat : adultes occupant des cavités actives, juvéniles vus ou entendus à proximité d'un point de repasse de cris et adultes transportant des bols alimentaires vus à proximité d'un point de repasse de cris. Tous ces indices de nidification ont été compilés pour chaque espèce correspondante.

La variable explicative du modèle était le nombre d'espèces de pics détectés par « playback ». Toutes les espèces de pics détectées à au moins une des trois sessions de repasse de cris ont été incluses dans le modèle. Trois cofacteurs pouvant affecter la relation entre la variable réponse et la variable explicative ont été ajoutés au modèle. Ainsi, la présence ou non d'aménagement forestier adjacent aux sites ainsi que deux cofacteurs de végétation influençant la probabilité de nidification des pics dans un milieu (Cooke et Hannon, 2012) ont été testées en interaction avec la variable principale dans le modèle : densité par ha de peupliers faux-trembles vivants (codes de détérioration 1 et 2; Ouellet-Lapointe, 2010) de plus de 35 cm de diamètre portant des polypores du tremble ainsi que la densité par ha de peupliers faux-trembles moribonds ou morts (codes de détérioration 3 à 8; Ouellet-Lapointe, 2010) de plus de 35 cm de diamètre.

Afin de simplifier le modèle le plus possible et ainsi de gagner en puissance statistique, les variables et cofacteurs (interactions) n'ayant pas d'effet sur la variable réponse ont été retirés du modèle final suivant une sélection « stepwise ». Les résultats présentés à la section « Résultats » sont donc issus de ce modèle final qui ne comprend pas les variables et cofacteurs suivants : effet aléatoire du site et densité par

ha de peupliers faux-trembles vivants de plus de 35 cm de diamètre portant des polypores du tremble (en interaction avec la variable explicative principale). L'effet aléatoire ayant été retiré, le modèle final est un modèle linéaire multiple généralisé.

2.4.2 Espèces individuelles

Des analyses pour chaque espèce individuelle ont également été réalisées pour comparer entre les différentes espèces de pics la fiabilité du « playback » à traduire leur statut de reproduction dans l'habitat. Seules les espèces individuelles détectées dans plus de 5 % des stations de « playback » ont été retenues pour ces analyses (voir Tableau 2.1). Les analyses n'ont donc pas été effectuées pour le Pic chevelu, le Grand Pic, le Pic à dos rayé et le Pic à dos noir.

Dans un premier temps, des modèles logistiques mixtes généralisés ont été réalisés, avec les sites comme effet aléatoire. Les modèles ont été effectués avec le *package* lme4 de R (version 1.1-13, Bates *et al.*, 2014). La variable réponse des modèles réalisés était la présence de reproduction pour l'espèce focale. Les indices de nidification suivants ont été compilés comme des « présences » de reproduction dans l'habitat : adultes occupant des cavités actives, juvéniles vus ou entendus à proximité d'un point de repasse de cris et adultes transportant des bols alimentaires vus à proximité d'un point de repasse de cris. Une distribution binomiale a donc été utilisée pour les analyses puisque la variable réponse était binaire (présence (1) ou absence (0) de reproduction). La variable explicative des modèles était la présence de l'espèce focale détectée par « playback ». Tous les individus détectés à au moins une des trois sessions de repasse de cris ont été inclus dans le modèle. Les mêmes trois cofacteurs définis à la section précédente ont été testés en interaction avec la variable principale dans le modèle.

Trois différents modèles ont été réalisés, soient un modèle pour le Pic mineur, un modèle pour le Pic maculé et un modèle pour le Pic flamboyant. Les résultats présentés à la section suivante sont également issus de modèles finaux simplifiés par la sélection « stepwise » qui ne comprennent pas les variables et cofacteurs (interactions) non significatifs suivants : effet aléatoire du site et densité par ha de peupliers faux-trembles vivants de plus de 35 cm de diamètre portant des polypores du tremble (en interaction avec la variable explicative principale). L'effet aléatoire ayant été retiré, les trois modèles finaux sont des modèles logistiques multiples généralisés.

Dans un second temps, des matrices de confusion ont été générées pour chacune des trois espèces analysées et pour chaque zone à l'étude (secteur aménagé et secteur non aménagé). Les taux d'omission, de faux négatifs ainsi que la statistique de Kappa ont été calculés pour chacune des matrices à l'aide du *package* SDMTools de R (version 3.3.3, VanDerWal *et al.*, 2014).

2.5 Résultats

2.5.1 Évaluation de l'approche d'inventaire par « playback » pour l'ensemble des espèces de pics à l'étude

Pour l'ensemble des espèces, nos résultats montrent que le nombre d'espèces de pics détectées par repasse de cris est, de façon significative (valeur de $p = 0,0001$; Tableau 2.2), relié au nombre d'espèces qui se reproduisent dans l'habitat. La relation est significativement différente entre les deux paysages à l'étude (valeur de $p = 0,023$; Tableau 2.2), le « playback » étant moins performant pour détecter le nombre d'espèces de pics se reproduisant dans un habitat en zone aménagée qu'en forêt naturelle (Figure 2.1). La densité par hectare de peupliers faux-trembles moribonds

ou morts de plus de 35 cm de diamètre influence positivement la relation entre le nombre d'espèces de pics détectés par repasse de cris et le nombre d'espèces qui se reproduisent dans l'habitat (valeur de $p = 0,022$; Tableau 2.2).

2.5.2 Évaluation de l'approche d'inventaire par « playback » pour les espèces individuelles

Pour les espèces individuelles, la repasse de cris est significativement associée à la présence de reproduction pour le Pic mineur (valeur de $p = 0,003$; Tableau 2.2), le Pic flamboyant (valeur de $p = 0,005$; Tableau 2.2) et le Pic maculé (valeur de $p = 0,016$; Tableau 2.2). Ces relations ne sont pas statistiquement différentes en forêt aménagée ou non aménagée, sauf pour le Pic maculé (valeur de $p = 0,023$; Tableau 2.2), dont la relation entre sa réponse à la repasse de cris et la présence de nidification est plus forte en forêt naturelle. La densité par hectare de peupliers faux-trembles moribonds ou morts de plus de 35 cm de diamètre influence positivement la relation pour le Pic flamboyant (valeur de $p = 0,004$; Tableau 2.2). Le tableau 2.3 présente les données brutes organisées en matrices de confusion pour les espèces focales dont les taux suivants sont issus. Le taux d'omission représente le pourcentage de situations où il y avait une présence de reproduction (cavité active), mais qui n'a pas été relevée à la repasse de cris (pas de réponse au « playback »). Les taux d'omission sont plus grands en zone aménagée qu'en zone naturelle pour le Pic mineur et le Pic flamboyant (14,3 % en zone aménagée contre 0 % en zone naturelle pour le Pic mineur, 20 % en zone aménagée contre 0 % en zone naturelle pour le Pic flamboyant; Tableau 2.4). Pour le Pic maculé, il n'y a pas d'écart pour le taux d'omission entre les deux zones (6,7 % en zone aménagée et 7,1 % en zone naturelle; Tableau 2.4). Le taux de faux négatifs est plus élevé en zone aménagée qu'en zone naturelle pour le Pic mineur et le Pic flamboyant (2 % en zone aménagée contre 0 % en zone naturelle pour le Pic mineur

et 5 % en zone aménagée contre 0 % en zone naturelle pour le Pic flamboyant; Tableau 2.4) tandis qu'il est nettement supérieur en zone naturelle qu'en zone aménagée pour le Pic maculé (33,3 % en zone naturelle contre 5,6 % en zone aménagée; Tableau 2.4). Finalement, on observe que les valeurs de Kappa sont plus élevées en zone naturelle qu'en zone aménagée pour les trois espèces (Pic mineur, Pic flamboyant et Pic maculé). Afin d'interpréter la statistique de Kappa, nous nous sommes basés sur la grille d'interprétation des valeurs du Kappa proposée par Landis et Koch (1977). Selon cette grille, l'accord entre les deux méthodes comparées (c'est-à-dire l'inventaire au « playback » et la recherche active d'indices de reproduction) sera d'autant plus élevé que la valeur de Kappa est proche de 1 et l'accord maximal est atteint à $K = 1$. Lorsque $K = 0$, l'accord relève du hasard (Landis et Koch, 1977; Monserud et Leemans, 1992). Selon cette interprétation, la différence entre les deux systèmes à l'étude est nettement plus marquée pour le Pic mineur et le Pic flamboyant, les valeurs de Kappa montrant un accord modéré à fort pour la zone naturelle et un accord très faible pour la zone aménagée (des valeurs de K de 0,603 en zone naturelle contre 0,204 en zone aménagée pour le Pic mineur, et de 0,657 en zone naturelle contre 0,155 en zone aménagée pour le Pic flamboyant; Tableau 2.4). Pour le Pic maculé, les valeurs de Kappa montrent un accord très faible pour les deux zones à l'étude (0,120 en zone naturelle contre 0,106 en zone aménagée; Tableau 2.4).

2.6 Discussion

Dans cette étude, nous avons utilisé une méthode de repasse de cris et de tambourinements des picidés pour évaluer l'activité reproductive de ces espèces. Nous avons émis l'hypothèse que la probabilité de réponse au « playback » serait liée positivement à la probabilité de présence d'un indice de reproduction dans

l'habitat. Nos résultats corroborent cette hypothèse alors que la méthode de repasse de cris et de tambourinements permet de prévoir le nombre d'espèces qui se reproduisent dans nos sites d'étude. En effet, la méthode de « playback » est un instrument qui a la portée fiable d'indiquer s'il y a une probabilité de nidification dans un milieu, particulièrement dans le cas du Pic mineur, du Pic flamboyant et du Pic maculé. Cette étude montre que 1) le taux d'erreur de classification au niveau des sites où les pics s'avèrent nicher (c'est-à-dire le taux de faux négatifs) est très faible, 2) le « playback » donne un signal indirect sur la présence d'activité reproductrice de l'espèce et nous pouvons conclure que cette dernière n'est pas seulement de passage dans le milieu, mais qu'il y a une présomption que l'habitat soit utilisé pour la nidification, enfin 3) la différence obtenue entre la forêt aménagée et non aménagée est possiblement liée à divers facteurs dont la différence entre les habitats ouverts (paysage aménagé) et fermés (forêt continue non aménagée) quant à la portée du son des haut-parleurs utilisés lors de la repasse de cris, la présence d'individus non appariés et la configuration des domaines vitaux des couples nicheurs.

2.6.1 Absence de réponse au « playback »

Tout d'abord, nos résultats montrent que lorsque l'espèce appelée au « playback » ne répondait pas, nous n'avions pas ou peu de présences d'indices de reproduction à proximité. Il s'agit là d'un premier signe de fiabilité de la méthode. En effet, le taux de faux négatifs est relativement faible pour la majorité des espèces à l'étude. On ne se retrouve donc pas ou très peu dans une situation anachronique où l'oiseau n'est pas détecté par « playback » mais niche dans l'habitat. En zone naturelle, il n'y a eu aucun cas où l'on retrouvait une cavité active à l'intérieur d'une station d'échantillonnage, mais dont les appels au « playback » n'ont pas réussi à obtenir une réponse pour le Pic mineur et le Pic flamboyant (Tableau 2.3). En zone aménagée,

cette situation s'est produite à seulement une reprise pour le Pic mineur et deux pour le Pic flamboyant (Tableau 2.3). Dans le cas du Pic maculé, une telle situation s'est produite à seulement une reprise dans chacun des deux systèmes (Tableau 2.3). Si le taux de faux négatifs apparaît plus élevé en zone naturelle pour le Pic maculé, c'est qu'il y a peu de stations d'échantillonnage où l'espèce n'a pas répondu au « playback » (seulement trois stations). Le ratio apparaît donc plus grand pour cette raison, même s'il n'y a eu qu'un cas en zone naturelle où l'espèce nichait sans être détectée au « playback ». On peut donc dire que dans le cas du Pic mineur, du Pic flamboyant et du Pic maculé, il y a une forte présomption pour qu'un couple nichant dans un habitat soit détecté à la repasse de cris.

2.6.2 Présence de réponse au « playback »

Lorsqu'une espèce répond au « playback », nous avons une bonne association avec la présence d'activité de reproduction au site, mais nos résultats montrent généralement un plus grand taux d'erreur (taux d'omission) que lorsque l'espèce ne répond pas au « playback ». La méthode d'inventaire par « playback » permet donc d'inférer sur le statut de nidification des pics et sur la probabilité d'une activité reproductrice au site sans pour autant confirmer la présence d'une cavité active dans un habitat. Plusieurs raisons peuvent expliquer le fait que nous n'ayons pas trouvé une adéquation parfaite entre les réponses au « playback » et la présence de cavités actives. Premièrement, la réponse au « playback » varie entre les différentes espèces, mais aussi entre les individus d'une même espèce (Johnson *et al.*, 1980; Spitznagel, 1993). Il a été démontré que des facteurs externes tels que la saison, l'équipement de repasse de cris et/ou les types d'appels utilisés ainsi que les caractéristiques individuelles (sexe, motivation, distance de la cavité de nidification, etc.) influencent la probabilité de réponse (Campolattano et Hoentsch, 2002). De plus, on sait que certains territoires

pourraient être occupés par des oiseaux non appariés (Schmitz, 1993; Passinelli, 2001; Robles et Olea, 2003). Certains pics peuvent également abandonner spontanément leur territoire, après en avoir assuré la défense au printemps (Michalczuk et Michalczuk, 2006). Ceci peut être dû à la prédation du partenaire ou de la couvée (Martin et Li, 1992; Glue et Boswell, 1994; Pasinelli, 2001; Mazgajski, 2002). Il est connu qu'après avoir perdu une couvée, certaines espèces de pics ne peuvent pas entreprendre une deuxième tentative de nidification et abandonnent définitivement leur territoire (Michalczuk et Michalczuk, 2006). Par conséquent, il est possible que certains individus relevés au « playback » en début de saison aient par la suite quitté l'habitat, ce qui explique qu'aucune cavité de reproduction ne puisse leur être rattaché ultérieurement. Il est également possible que certains nids aient été manqués par les observateurs lors de la recherche active de cavités, les cavités étant souvent assez hautes et la recherche se faisant dans des conditions parfois difficiles. Ces diverses raisons expliquent en partie qu'un plus grand nombre de réponses au « playback » ait été mesuré que de présences de cavités de reproduction (taux d'omission). Par ailleurs, en prenant en compte à la fois les territoires occupés par des oiseaux non appariés et ceux occupés par des couples nicheurs, les inventaires de pics par « playback » permettent d'avoir un portrait d'ensemble de la répartition et de l'abondance des pics actifs dans un territoire, la méthode de recherche de nids n'étant pas adéquate pour dénombrer les territoires occupés par des oiseaux non appariés (Schmitz, 1993; Pasinelli, 2001; Robles et Olea, 2003).

L'objectif de la présente étude était d'évaluer la performance d'un outil tel que le suivi des pics par repasse de cris à statuer sur la qualité des habitats pour leur nidification. Dans le questionnement qu'on peut avoir sur ce qu'est un indicateur de qualité de l'habitat pour une espèce, il faut avant toute chose définir ce qu'est la qualité d'habitat pour cette dernière. L'ultime façon de mesurer la qualité d'un habitat, est d'avoir une mesure de la productivité de l'espèce indicatrice. Un type d'habitat sera considéré de qualité s'il offre des conditions où les individus d'une

population locale ont un taux de natalité qui est excédentaire au taux de mortalité de cette dernière dans l'habitat en question. Nous n'avons pas mesuré de telles paramètres dans la présente étude. Toutefois, nous pouvons, à partir du « playback » qui nous donne un signal indirect sur la présence de l'espèce, conclure que l'espèce n'est pas seulement de passage dans le milieu, mais qu'il y a une probabilité significative que l'habitat puisse être utilisé pour la nidification lorsqu'un individu répond au playback pour trois des espèces de pics que nous avons suivi dans la présente étude. La réponse des pics au « playback » peut être considérée comme une indication de la capacité d'un site à offrir des arbres à cavités à ces derniers sans pour autant qu'on puisse jauger de la qualité de ce dernier à contribuer au maintien des populations locales (une mesure de la productivité des pics nicheurs étant nécessaire). Nos résultats montrent néanmoins que l'utilisation du « playback » pour dénombrer les pics est une méthode assez robuste pour dénombrer les habitats où il y aura une bonne probabilité que des cavités de nidification soient présentes. Dans un programme de suivi de la diversité aviaire, le « playback » des pics pourrait être utilisé comme première méthode d'inventaire, ce qui permettrait de stratifier la suite de l'échantillonnage pour des suivis plus intensifs au moyen de méthodes telles que les suivis de cavités par caméras télescopiques. Par exemple, les habitats où il n'y a eu aucune réponse des pics au « playback » pourraient être éliminés pour la suite de l'échantillonnage, ne nécessitant pas de deuxième tour pour faire un inventaire plus en profondeur (à l'aide d'une autre méthode plus exhaustive telle que le dénombrement des cavités actives au moyen d'une caméra télescopique). Ainsi, combiner ces techniques d'inventaires permettrait d'économiser du temps et des coûts, mais permettrait également de réaliser des études extensives sur de plus grands territoires pour ainsi avoir une perspective plus régionale de l'efficacité des stratégies d'aménagement durable des forêts à maintenir la diversité biologique.

2.6.3 Différences observées entre la forêt aménagée et non aménagée

Nos résultats montrent une différence significative entre les deux zones d'étude pour toutes les espèces de pics confondues ainsi que pour le Pic maculé. En premier lieu, la différence obtenue entre la forêt aménagée et non aménagée provient possiblement de la portée du son des haut-parleurs utilisés pour la repasse de cris qui est différente entre les deux zones d'étude. Même si l'on a contraint le rayon d'émission sonore à 75 m, il est possible que la distance effective de détection ait été plus grande en milieu ouvert par la coupe et que l'on ait attiré des individus étant plus loin dans la trame d'habitats linéaires. Il est connu que la technique de « playback » peut attirer les oiseaux loin des frontières de leur territoire (Johnson *et al.*, 1981; Michalczuk et Michalczuk, 2006). En forêt aménagée, le milieu est nécessairement plus ouvert qu'en forêt non aménagée, les habitats résiduels linéaires étant bordés de parterres de coupe avec une régénération généralement peu haute. Le son y porte sur une plus grande distance, ce qui expliquerait un possible meilleur succès de réponse à la repasse de cris. Dans ce cas, une certaine proportion des individus répondant au « playback » ne seraient pas nécessairement rattachés au site par la présence de leur cavité active, ce qui pourrait expliquer la plus faible adéquation entre nos deux réponses (« playback » vs. cavités) en zone aménagée.

En second lieu, bien qu'il n'y ait pas de différences en termes de succès de reproduction entre les pics qui nichent dans les deux systèmes à l'étude (Plouffe-Leboeuf, 2016), il n'est pas impossible que l'on retrouve beaucoup plus d'individus non appariés en forêt aménagée qu'en forêt naturelle. Étant donné qu'il y a définitivement moins d'espace pour la nidification en zone aménagée, on pourrait émettre l'hypothèse qu'on y retrouve plus d'individus non appariés. Ainsi, une plus grande portion des individus répondant au « playback » en zone aménagée ne peuvent être liés à une activité reproductrice, ce qui fait donc baisser l'adéquation entre les deux variables.

En dernier lieu, la différence que l'on observe entre les deux systèmes à l'étude pourrait être due au fait que les territoires n'y sont pas configurés de la même façon. Bien que la superficie couverte par la recherche active d'indices de reproduction fût la même en forêt aménagée et non aménagée, il n'est pas impossible que les individus aient des territoires plus grands en zone aménagée. En effet, dans les forêts morcelées, il a été observé que certains oiseaux ont tendance à utiliser plusieurs fragments différents d'habitat pour constituer leur domaine vital et se déplacer entre eux de façon extensive (Fraser et Stutchbury, 2004). Ainsi, même si la cueillette de données était standardisée entre les deux systèmes, il est possible que le domaine vital des individus soit plus grand dans le système plus fragmenté, expliquant le plus grand écart dans les habitats linéaires entre la réponse des pics au « playback » et le moins grand nombre de cavités trouvées pour une surface d'inventaire équivalente à celle couverte en forêt naturelle. Cela pourrait en effet contribuer à la plus faible adéquation entre nos deux réponses en zone aménagée.

2.7 Conclusion

En conclusion, les inventaires par « playback » permettent de bien prévoir l'activité reproductrice des pics étudiés, notamment dans les forêts naturelles. Nos résultats confirment nos hypothèses et prévisions et indiquent que la méthode de repasse de cris et de tambourinements de pics, permet d'économiser du temps et des coûts. En effet, nous avons montré que la méthode de « playback » permet de prévoir l'activité reproductrice de ces espèces dans un milieu. Nos résultats suggèrent que la méthode d'inventaire des pics par « playback » est efficace pour évaluer la probabilité de nidification du Pic mineur, du Pic flamboyant et du Pic maculé, bien que des variations interspécifiques aient été observées. Cependant, même s'il est un peu moins performant pour le suivi des pics dans les forêts résiduelles des paysages

aménagés, le « playback » demeure une approche d'inventaire fiable de l'activité reproductrice des pics qui a l'avantage de permettre la couverture extensive de grands territoires, ce qu'on ne peut pas faire avec une méthode de recherche active de cavités.

D'autres études sont nécessaires pour mieux définir les limites des méthodes d'inventaire des pics par « playback ». Notons que cette étude constitue, à notre connaissance, l'une des premières recherches qui évalue la capacité des indices auditifs des pics à traduire leur activité reproductrice. De futures études pourraient être avantageuses pour évaluer, par exemple, la variation temporelle et spatiale de la précision de la méthode pour établir les conditions optimales d'utilisation du « playback » en fonction de la phénologie de reproduction des espèces individuelles.

Implications pour l'aménagement forestier et la conservation

L'échantillonnage des pics par repasse de cris constitue un outil prometteur pour la surveillance des populations de pics qui sont difficiles à évaluer avec des techniques plus exigeantes de recherche active de cavités de nidification. En particulier, cette méthode semble utile pour les espèces les plus communes comme le Pic mineur, le Pic flamboyant et le Pic maculé. Cependant, nous ne recommandons pas cette méthode pour les espèces dont la densité est faible, comme le Grand Pic, le Pic chevelu, le Pic à dos noir et le Pic à dos rayé, car un minimum d'observations s'avère nécessaire pour faire des analyses plus robustes. Le « playback » est une méthode peu exigeante permettant de poser un premier diagnostic sur l'utilisation des habitats par les pics pour la reproduction. Cette méthode permet de déterminer l'activité reproductrice des espèces de pics dans les habitats résiduels et d'estimer le nombre d'espèces de pics susceptibles d'utiliser ces habitats pour la reproduction. L'approche d'inventaire des pics par repasse de cris constitue donc un outil avantageux pour la

mise en place de programmes de suivis extensifs à long terme sur de grands territoires qui permettront de jauger le succès des mesures de conservation ou des pratiques de gestion forestière du territoire sur l'utilisation des paysages aménagés par les pics pour leur reproduction.

2.8 Littérature citée

- Aitken, K. E. et Martin, K. (2004). Nest cavity availability and selection in aspen conifer groves in a grassland landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(10), 2099-2109.
- Aitken, K. E. et Martin, K. (2007). The importance of excavators in hole-nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *Journal of Ornithology*, 148(2), 425-434.
- Angelstam, P. et Mikusiński, G. (1994, January). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 157-172). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. et Walker, S. (2014). *lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4*. R package version, 1(7).
- Bavrlig, K. (2009). The effects of partial harvesting on cavity-nesting birds in the Carolinian forests of southwestern Ontario: habitat responses and species interactions. Dans *Masters Abstracts International* (Vol. 48, No 02).
- Bennett, S. et Corbett, P. (1996). *TFL 14 Owl, Woodpecker, and Wildlife Tree Inventory: 1996 Progress Report*. Ministry of Environment, Wildlife Branch, Nelson BC.
- Bergeron, Y. (1991). The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology*, 72(6), 1980-1992.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Joyal, C. et Morin, H. (1995). Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(8), 1375-1384.
- Bergeron, Y. (2000). Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81(6), 1500-1516.
- Botello-Gut, B. M. (2006). *Space use of sympatric woodpecker species: Implications for habitat use analysis and guild structure*. (Dissertation doctorale). University of Zurich.

- Campolattano, A. et Hontsch, K. (2002). Reaktionsbereitschaft von Kleinspechten auf Klangattrappen. *Forschungsberichte-National park Berchtesgaden*, 1(48), 27-34.
- Cooke, H. A. et Hannon, S. J. (2012). Nest-site selection by old boreal forest cavity excavators as a basis for structural retention guidelines in spatially-aggregated harvests. *Forest Ecology and Management*, 269, 37-51.
- Core Team, R. (2007). *R: A language and environment for statistical computing v. 2.7.1*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Dudley, J. et Saab, V. (2003). *A field protocol to monitor cavity-nesting birds*. Research Paper, no RMRS-RP-44. Fort Collins, CO : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Environnement Canada. (2015). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010*. Récupéré le 17 février 2016 de http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=5854&lang=fet&province=QC&provSubmit=go&page=151&tdCode=1
- Fleishman, E., McDonal, N., Nally, R. M., Murphy, D. D., Walters, J. et Floyd, T. (2003). Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 484-490.
- Fraser, G. S. et Stutchbury, B. J. (2004). Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. *Biological Conservation*, 118(3), 377-387.
- Glue, E. D. et Boswell, T. (1994). Comparative nesting ecology of the three British breeding woodpeckers. *British Birds*, 87(6), 253-269.
- 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. *Conservation Biology*, 15(4), 1151-1162.
- Imbeau, L. et Desrochers, A. (2002). Foraging ecology and use of drumming trees by Three-toed Woodpeckers. *The Journal of Wildlife Management*, 66(1), 222-231.
- Johnson, R. R., Brown, B. T., Haight, L. T. et Simpson, J. M. (1981). Playback recordings as a special avian censusing technique. *Studies in Avian Biology*, 6, 68-75.

- Kilham, L. (1962). Breeding behavior of Yellow-bellied Sapsuckers. *The Auk*, 79(1), 31-43.
- Kilham, L. (1968). Reproductive behavior of hairy woodpeckers II. Nesting and habitat. *The Wilson Bulletin*, 80(3), 286-305.
- Kosiński, Z. et Winiecki, A. (2003). Estimation of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* numbers—a comparison between the mapping technique combined with audio stimulation and the nest searching method. *Notatki Ornitol*, 44, 43-55.
- Kosiński, Z., Kempa, M. et Hybsz, R. (2004). Accuracy and efficiency of different techniques for censusing territorial Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius*. *Acta Ornithologica*, 39(1), 29-34.
- Kumar, R., Shahabuddin, G. et Kumar, A. (2011). How good are managed forests at conserving native woodpecker communities? A study in sub-Himalayan dipterocarp forests of northwest India. *Biological conservation*, 144(6), 1876-1884.
- Landis, J. R. et Koch, G. G. (1977). An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*, 33(2), 363-374.
- Leduc, A. et Havey, B. D. (1999). *Plan général d'aménagement de la forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet : 1998-2003*. Groupe de recherche en écologie forestière – interuniversitaire (Université du Québec à Montréal) et Unité de recherche et de développement forestiers de l'Abitibi-Témiscamingue (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Lee, P. Y. et Rotenberry, J. T. (2005). Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. *Journal of Biogeography*, 32(7), 1139-1150.
- Lindenmayer, D. B. et Noss, R. F. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 20(4), 949-958.
- Macnally, R. C. (1990). The roles of floristics and physiognomy in avian community composition. *Austral Ecology*, 15(3), 321-327.

- Martin, K. et Eadie, J. M. (1999). Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115(2), 243-257.
- Martin, K., Aitken, K. E. et Wiebe, K. L. (2004). Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *The condor*, 106(1), 5-19.
- Martin, T. E. et Li, P. (1992). Life History Traits of Open-vs. Cavity-Nesting Birds. *Ecology*, 73(2), 579-592.
- Mazgajski, T. D. (2002). Nesting phenology and breeding success in great spotted woodpecker *Picoides major* near Warsaw (Central Poland). *Acta ornithologica*, 37(1), 1-5.
- Michalczyk, J. et Michalczyk, M. (2006). Reaction to playback and density estimations of Syrian Woodpeckers *Dendrocopos syriacus* in agricultural areas of south-eastern Poland. *Acta Ornithologica*, 41(1), 33-39.
- Mikusiński, G. et Angelstam, P. (1997). European woodpeckers and anthropogenic habitat change. *Die Vogelwelt*, 118(5), 277-283.
- Mikusiński, G. (2006, January). Woodpeckers: distribution, conservation, and research in a global perspective. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 86-95). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ). (1996). *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public*. Québec : Éditeur officiel du Québec, 35 p.
- Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). (2010). *Ressources et industries forestières, portrait statistique*. Québec : Gouvernement du Québec.
- Monserud, R. A. et Leemans, R. (1992). Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological modelling*, 62(4), 275-293.
- Oelke, H. (1975). Empfehlungen für Siedlungsdichte - Untersuchungsog. Schwieriger Arten. *Vogelwelt*, 96, 148-158.

- Ouellet-Lapointe, U. (2010). *Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du Canada*. (Mémoire de maîtrise). Montréal : Université du Québec à Montréal.
- Ouellet-Lapointe, U., Drapeau, P., Cadieux, P. et Imbeau, L. (2012). Woodpecker excavations suitability for and occupancy by cavity users in the boreal mixedwood forest of eastern Canada. *Ecoscience*, 19(4), 391-397.
- Pasinelli, G. (2001). Breeding performance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. *Ardea*, 89(2), 353-361.
- Plouffe-Leboeuf, A. (2016). *Persistance temporelle de l'avifaune cavicole dans les habitats linéaires en forêt boréale aménagée*. (Mémoire de maîtrise). Montréal : Université du Québec à Montréal.
- Roberge, J. M. et Angelstam, P. (2006). Indicator species among resident forest birds – a cross-regional evaluation in northern Europe. *Biological Conservation*, 130(1), 134-147.
- Robles, H. et Olea, P. P. (2003). Distribución y abundancia del Pico Mediano (*Dendrocopos medius*) en una población meridional de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola*, 50(2), 275-280.
- Rowe, J. S. (1972). *Forest Regions of Canada: Based on WED Hallidays's "a Forest Clasification for Canada", 1937*. Canadian Forestry Service, Department of the Environment.
- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P. et Robitaille, A. (1998). *Les régions écologiques du Québec méridional: un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles*. L'Aubelle, février-mars.
- Scherzinger, W. (1998). Sind Spechte “gute” Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern. *Vogelwelt*, 119, 1-6.
- Schmitz, L. (1993). Distribution et habitat du Pic mar (*Dendrocopos medius*) en Belgique. *Aves*, 30, 145-166.
- Sekercioglu, C. H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107(2), 229-240.

- Settingington, M. A., Thompson, I. D. et Montevecchi, W. A. (2000). Woodpecker abundance and habitat use in mature balsam fir forests in Newfoundland. *The Journal of Wildlife Management*, 64(2), 335-345.
- Short, L. L. et Horne, J. F. M. (1990). Woodpeckers: a world perspective and conservation concerns. Dans Carlson, A., Aulen, G. (dir.), *Conservation and Management of Woodpecker Populations*. Uppsala : Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Spitznagel, A. (1993). Warumsind Spechtesch wierigzuer fassen de Arten? - Beih. Veröff. Naturschutz et Landschaftsp flege in *Baden Württemberg*, 67, 59-70.
- Stokes, D.W. (1979). *A guide to bird behavior* (Vol. 1). Stokes Nature Guides, Little, Brown and Company, Toronto, 336 p.
- 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. *Forest Ecology and Management*, 177(1), 441-469.
- VanDerWal, J., Falconi, L., Januchowski, S., Shoo, L., Storlie, C. Et VanDerWal, M. J. (2014). *Package 'SDMTools'*.
- Vincent, J. S. et Hardy, L. (1977). L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie physique et Quaternaire*, 31(3-4), 357-372.
- Virkkala, R. (2006, January). Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 82-85). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Wübbenhorst, J. et Südbeck, P. (2003). Woodpeckers as indicators for sustainable forestry. Dans P. Pechacek, W. D'Oleire-Oltmanns (dir.), *First results of a study from Lower Saxony* (Vol. 48, p. 173-192). International Woodpecker Symposium.

2.9 Figure

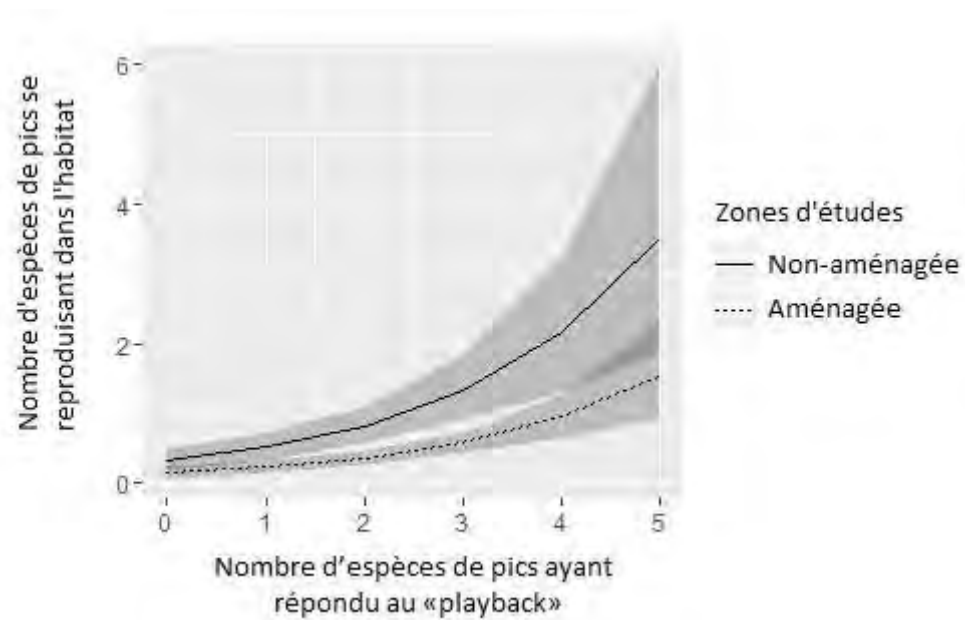


Figure 2.1 Relation entre le nombre d'espèces de pics qui ont manifesté leur présence par « playback » et le nombre d'espèces de pics pour lesquelles une activité reproductrice a été confirmée, en zone aménagée et non aménagée.

2.10 Tableaux

Tableau 2.1 Pourcentages de détection (% des sites où une présence a été détectée) des différentes espèces à l'étude selon les deux techniques d'inventaire utilisées, soient par l'inventaire au « playback » et par l'inventaire des indices de reproduction (cavités actives et autres)

Espèce	Pic mineur (<i>Picoides pubescens</i>)	Pic chevelu (<i>Picoides villosus</i>)	Pic à dos rayé (<i>Picoides dorsalis</i>)	Pic à dos noir (<i>Picoides arcticus</i>)	Pic maculé (<i>Sphyrapicus varius</i>)	Pic flamboyant (<i>Colaptes auratus</i>)	Grand Pic (<i>Dryocopus pileatus</i>)
Détection avec la méthode « playback »	36%	36%	0	0	79%	45%	9%
Détection avec la méthode de recherche d'indices de reproduction	10%	2%	0	0	29%	14%	0

Tableau 2.2 Résultats des différents modèles utilisés pour prévoir la présence de reproduction avec les réponses des différentes espèces de pics au « playback ». Seules les espèces individuelles détectées dans plus de 5 % des stations de « playback » ont été retenues. Les variables significatives dans les modèles ($p < 0,05$) sont en caractères gras avec des astérisques.

Variables	Estimé (Estimate)	Erreur-type (SE)	Valeur de ρ (p -value)
Toutes les espèces de pics confondues			
Nombre d'espèces de pics ayant répondu au « playback »	0,584	0,153	<0,001***
Aménagement	-0,240	0,106	0,023*
Densité de peupliers faux-trembles moribonds ou morts de >35 cm de dhp par ha	0,004	0,002	0,022*
Pic mineur (<i>Picoides pubescens</i>)			
Réponse au « playback »	3,466	1,155	0,003**
Aménagement	-0,916	0,707	0,195
Pic flamboyant (<i>Colaptes auratus</i>)			
Réponse au « playback »	2,454	0,874	0,005**
Aménagement	-1,074	0,626	0,086
Densité de peupliers faux-trembles moribonds ou morts de >35 cm de dhp par ha	0,024	0,008	0,004**
Pic maculé (<i>Sphyrapicus varius</i>)			
Réponse au « playback »	1,825	0,760	0,016*
Aménagement	-0,878	0,385	0,023*

Tableau 2.3 Matrices de confusion pour les espèces focales. Le chiffre zéro représente une absence et le chiffre un représente une présence. Seules les espèces individuelles détectées dans plus de 5 % des stations de « playback » ont été retenues.

Espèce	Pic mineur (<i>Picoides pubescens</i>)				Pic flamboyant (<i>Colaptes auratus</i>)				Pic maculé (<i>Sphyrapicus varius</i>)				
	Aménagée		Naturelle		Aménagée		Naturelle		Aménagée		Naturelle		
Réponse au « playback »	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	
Activité	0	44	24	19	3	35	30	18	3	17	43	2	9
reproductrice	1	1	6	0	3	2	8	0	4	1	14	1	13

Tableau 2.4 Taux d'omission, de faux négatifs et statistiques de Kappa provenant des différentes matrices de confusion pour les espèces focales. Seules les espèces individuelles détectées dans plus de 5 % des stations de « playback » ont été retenues.

Espèce	Pic mineur (<i>Picoides pubescens</i>)		Pic flamboyant (<i>Colaptes auratus</i>)		Pic maculé (<i>Sphyrapicus varius</i>)	
	Aménagée	Naturelle	Aménagée	Naturelle	Aménagée	Naturelle
Taux d'omission	14,3 %	0	20 %	0	6,7 %	7,1 %
Taux de faux négatifs	2 %	0	5 %	0	5,6 %	33,3 %
Statistique de Kappa	0,204	0,603	0,155	0,657	0,106	0,120

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer la valeur des pics comme indicateurs de la diversité aviaire dans les habitats résiduels linéaires des grandes agglomérations de coupes selon des conditions d'aménagement forestier conventionnelles qui occupent de grandes unités territoriales de plusieurs centaines de km².

3.1 Les pics sont-ils des indicateurs de l'occupation des habitats linéaires par les passereaux forestiers ?

De façon plus détaillée, le premier chapitre avait pour objectif de 1) déterminer si les picidés pouvaient servir d'indicateurs de l'occupation des habitats résiduels linéaires par les passereaux forestiers dans les agglomérations de coupe en forêt boréale, 2) d'évaluer si la richesse en espèces de passereaux forestiers et la richesse en espèces de pics étaient corrélées aux mêmes variables de l'habitat et 3) déterminer si la régénération du couvert forestier dans les parterres de coupes adjacents affectait le rôle d'indicateur des pics de la diversité aviaire forestière.

Nos résultats montrent tout d'abord que l'analyse des passereaux forestiers par une approche de groupes fonctionnels d'espèces permet de mieux délimiter le rôle indicateur des pics, dans le sens où cette classification des passereaux en groupes fonctionnels basés sur leurs affinités d'habitats permet de mieux cerner les relations écologiques fines entre les pics et les passereaux forestiers. En les regroupant globalement, l'on juxtapose des espèces qui ont des affinités avec des stades particuliers du développement structural des forêts et dont leurs relations avec les

forêts matures, l'habitat des pics, peuvent être multiples. De plus, en utilisant une approche plus restrictive quant aux affinités des espèces avec les forêts matures, nous sommes à même de traduire avec plus de justesse la relation entre les pics et les oiseaux forestiers qui sont les plus associés aux caractéristiques des forêts résiduelles étudiées dans les zones aménagées du territoire d'étude, soit des forêts dont le développement structural correspond à des peuplements matures et âgés. Par ailleurs, chez les passereaux de forêts matures, la relation avec la richesse des pics varie également en fonction de la présence ou non d'aménagement du territoire alors qu'elle est positive en forêt continue naturelle, mais devient négative dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes de la zone aménagée. Ce résultat exprime clairement que les pics peuvent être de bons indicateurs de l'avifaune des forêts matures dans les grands massifs de la forêt boréale mixte de notre région, mais des indicateurs dont la fiabilité est remise en question dans les habitats linéaires résiduels des agglomérations de coupes en zone aménagée. La préférence des pics pour les habitats linéaires pourrait expliquer pourquoi le lien entre la richesse des pics et celles des passereaux de forêt mature dans ces habitats est quasi-absent. Les habitats linéaires demeurent très fréquentés par les pics ce qui limite d'autant leur valeur indicatrice, car ils tendent à saturer ce type d'habitats. Ainsi, un plus grand nombre de pics détectés dans un habitat linéaire n'est pas nécessairement garant de la détection d'un plus grand nombre d'espèces de passereaux forestiers associés aux forêts matures. Notre étude indique donc qu'un contexte d'ouverture par la coupe à l'échelle du paysage tel que celui généré dans notre étude par les grandes agglomérations de coupes sur plusieurs centaines de km² où ne subsistent que moins de 30 % de forêts résiduelles matures (St-Germain et Drapeau, 2011) altère la relation entre la richesse des pics et la richesse des oiseaux de forêts matures.

La régénération de la végétation des parterres de coupe adjacents aux habitats résiduels linéaires affecte le rôle d'indicateur des pics. Ainsi, la hauteur et le recouvrement de la végétation en régénération dans les parterres de coupe bordant les

habitats résiduels linéaires échantillonnés affectent le rôle d'indicateur des pics pour la richesse des oiseaux forestiers (tous groupes confondus), la richesse des passereaux d'habitats de stades arbustifs et celle des passereaux généralistes. La richesse de ces oiseaux a tendance à diminuer avec l'augmentation de la hauteur et du recouvrement, pour laisser place aux oiseaux dépendants d'un couvert plus haut, comme les passereaux de jeunes forêts et de forêts matures. Le résultat plus surprenant dans notre étude consiste en l'absence de relation entre la richesse des espèces de forêts matures et la richesse des pics en fonction de la hauteur du couvert adjacent aux habitats linéaires. On se serait attendu à une relation positive, partant de la prémisse qu'un couvert adjacent plus haut atténue le contraste entre les habitats résiduels et la matrice aménagée, rendant cette dernière plus perméable aux déplacements des passereaux de forêts matures et facilitant de ce fait leur occupation des habitats linéaires. Par ailleurs, la relation significative (positive) entre la richesse en espèces de forêts matures et la richesse des pics en fonction du temps depuis la coupe suggère qu'il y a un certain délai temporel, qui pourrait varier selon les espèces de forêts matures, quant à leur capacité à réoccuper les habitats linéaires isolés par la coupe. Dans notre étude, ce délai semble donc indépendant de la hauteur du couvert forestier. Ce résultat suggère que c'est davantage le temps depuis la coupe que la hauteur ou la densité du couvert végétal adjacent aux habitats linéaires qui favorise une recolonisation de l'ensemble des oiseaux de forêts matures dans les habitats linéaires dans les agglomérations de coupes. Ces résultats mettent en lumière l'importance de caractériser et de quantifier adéquatement le couvert forestier adjacent aux habitats résiduels ainsi que leurs effets sur la biodiversité à l'échelle des paysages.

Finalement, nos résultats montrent que les picidés et les passereaux forestiers ne sont pas associés aux mêmes variables environnementales. Cette divergence pourrait s'expliquer par le fait que les picidés répondent principalement à une seule variable environnementale, soit à l'importance de certains arbres (comme les peupliers faux-

trembles; *Populus tremuloides*) de grands diamètres, et ce, malgré l'étroitesse des habitats linéaires, tandis que les autres oiseaux forestiers seraient plus affectés par la variation d'un spectre plus large de variables. On se serait cependant attendu à ce qu'au moins la richesse des pics et la richesse des passereaux de forêts matures soient associées aux mêmes variables environnementales, ce qui n'est pas le cas dans nos résultats. D'un autre point de vue, il n'est pas étonnant que cette réponse soit distincte entre les deux groupes, compte tenu des exigences beaucoup plus larges du groupe des passereaux de forêts matures. De fait, ce dernier groupe intègre des espèces qui nichent et s'alimentent au sol, dans les strates du sous-bois ainsi que dans la canopée, alors que les pics nichent tous dans des arbres et nécessitent en partie ou en totalité des arbres pour s'alimenter. C'est donc en effet possible que ce ne soit pas les mêmes paramètres de l'habitat qui influencent la cooccurrence des passereaux de forêts matures et des pics. Autrement dit, les pics et les passereaux de forêts matures peuvent partager le même environnement, mais leurs réponses aux variables de l'habitat peuvent être distinctes.

Dans le contexte où ces écosystèmes forestiers sont de plus en plus transformés par les activités humaines (Gauthier *et al.*, 2015), il est important de savoir si les indicateurs biologiques qui sont utilisés pour évaluer et faire le suivi de la biodiversité sont fiables dans les paysages forestiers aménagés. En forêt boréale, l'extension de l'aménagement forestier sur de grandes unités de territoire de plusieurs centaines de km² a largement réduit la quantité de forêts matures et âgées retrouvées dans les forêts naturelles soumises aux perturbations naturelles comme les feux et les épidémies d'insectes (Bergeron *et al.*, 1999; Drapeau *et al.*, 2009b). Les grandes agglomérations de coupes qui enclavent de faibles proportions résiduelles de forêts matures et âgées imposent le suivi des espèces qui sont associées à ces habitats. C'est pourquoi notre étude insiste sur le fait d'évaluer dans quelle mesure les pics peuvent être de bons indicateurs, non pas de l'avifaune forestière en général, mais bien des oiseaux forestiers associés aux forêts matures et âgées qui sont les organismes les

plus susceptibles d'être affectés par les activités humaines en forêt boréale (Drapeau *et al.*, 2009b). Avec les résultats que nous avons obtenus, nous pouvons conclure que les pics ont un statut d'indicateur de la richesse des oiseaux associés aux forêts matures dans les paysages forestiers naturels en forêt boréale de l'est du Canada. Ce rôle d'indicateur est toutefois altéré (relation négative) par la perte nette du couvert forestier et la configuration linéaire des habitats résiduels dans les agglomérations de coupes du paysage aménagé, rendant les pics moins fiables pour statuer sur la richesse des autres oiseaux associés à la forêt mature. Cependant, cette relation entre les pics et les oiseaux de forêts matures change dans le temps en fonction de la dynamique forestière adjacente aux habitats linéaires (relation positive avec le temps depuis la coupe) mettant en perspective que l'altération du couvert forestier mature n'affecte pas de façon irréversible la relation entre la richesse des pics et la richesse des passereaux de forêts matures. Somme toute, nous pouvons répondre à notre question de départ par la conclusion suivante : la richesse des pics n'est pas un bon indicateur de la richesse des passereaux forestiers dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes.

3.2 Le suivi par repasse de cris comme outil pour statuer sur la nidification des pics

Les résultats du premier chapitre nous ont permis de mieux définir le rôle d'indicateur des picidés pour l'ensemble des passereaux forestiers ainsi que d'en établir la portée et les limites. D'ailleurs, bien que les picidés montrent un potentiel comme indicateurs écologiques de la diversité aviaire en forêt (Mikusiński *et al.*, 2001; Drever *et al.*, 2008), leur utilité doit se traduire par une réduction du temps, des coûts et de l'énergie liés à un inventaire complet des passereaux forestiers occupant un milieu. Or, déterminer l'occupation des habitats par les pics par la recherche systématique de cavités actives au moyen de caméras télescopiques est un travail très

exigeant et énergivore. L'objectif du deuxième chapitre de cette étude était complémentaire à celui du premier chapitre dans le sens où il évaluait la fiabilité d'un outil alternatif pour mesurer la présence des pics, soit la repasse de cris et de tambourinements émis par les pics (« playback »). Les résultats du deuxième chapitre nous ont donc permis d'explorer la fiabilité des indices auditifs de richesse des pics à traduire l'activité reproductrice de ces derniers et de comparer la fiabilité de cette méthode de dénombrement entre les forêts résiduelles dans les paysages aménagés et les forêts continues non aménagées. Pour l'ensemble des espèces de pics, nos résultats ont montré que le nombre d'espèces de pics détecté par repasse de cris était relié au nombre d'espèces qui défendaient des cavités actives et que cette relation était statistiquement différente entre la forêt aménagée et non aménagée, la relation étant plus forte en zone naturelle. Pour les espèces individuelles, la repasse de cris était significativement associée à la présence de cavités actives pour le Pic mineur (*Picoides pubescens*), le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*) et le Pic maculé (*Sphyrapicus varius*).

Les inventaires par « playback » permettent donc de bien évaluer l'activité reproductrice des pics, notamment dans les forêts naturelles. Cependant, même s'il est un peu moins performant pour le suivi des pics dans les forêts résiduelles des paysages aménagés, le « playback » demeure une approche d'inventaire fiable de l'activité reproductrice des pics qui a l'avantage de permettre la couverture extensive de grands territoires, ce qu'on ne peut pas faire avec une méthode de recherche active de cavités. Afin de faire le suivi des populations de pics, l'échantillonnage de ces derniers par la technique de repasse de cris pourrait être un outil efficace étant donné que les pics sont difficiles à évaluer avec des méthodes plus courantes de surveillance des populations d'oiseaux. Plus spécifiquement, cette méthode semble utile pour les espèces les plus communes comme le Pic mineur, le Pic flamboyant et le Pic maculé. Cependant, nous ne recommandons pas cette méthode pour les espèces dont la densité est faible et dont le domaine vital est étendu, comme le Grand Pic (*Dryocopus*

pileatus) ou le Pic chevelu (*Leuconotopicus villosus*). Le « playback » est une méthode peu exigeante permettant de faire une première évaluation de l'utilisation des habitats par les pics pour la reproduction. Cette méthode permet de déterminer l'activité reproductrice des espèces de pics dans les habitats résiduels et d'estimer le nombre d'espèces de pics susceptibles d'utiliser ces habitats pour la reproduction. Cette approche constitue donc un outil prometteur pour le suivi systématique à long terme des effets des mesures de conservation ou des pratiques de gestion forestière sur l'utilisation des habitats par les pics pour la reproduction.

3.3 Les limites de l'étude

Dans le cadre de cette étude, nous avons échantillonné un nombre restreint de types de couverts forestiers distribués dans les habitats résiduels linéaires ou encore dans la forêt continue non aménagée. En effet, nous avons mis l'accent sur les habitats dominés par les feuillus intolérants et non l'ensemble du gradient successional de la forêt mixte, et ce, afin d'y retrouver le plus d'excavateurs possible, les habitats échantillonnés ont été sélectionnés selon le recouvrement et la densité de peupliers faux-trembles. Ces habitats ne sont donc pas nécessairement représentatifs de toute la diversité aviaire qu'on retrouve dans l'aire d'étude (Drapeau *et al.*, 2000). Les recommandations qui découlent de nos travaux s'appliquent donc à ce type d'habitat spécifique (les forêts dominées par le peuplier faux-tremble) et nous suggérons de les utiliser avec prudence.

En outre, plusieurs incertitudes n'ont pas été abordées dans le contexte de ce travail. Par exemple, certaines espèces sont faiblement représentées dans nos échantillons, notamment le Grand Pic et le Pic chevelu. Il n'est donc pas possible de tirer des conclusions fiables par rapport à ces deux espèces. De plus, l'utilisation des habitats résiduels linéaires par les pics boréaux n'a pas pu être étudiée, les habitats plus

résineux n'étant pas échantillonnés dans le cadre de cette étude. Nous ne sommes donc pas en mesure de recommander leur utilisation comme espèces indicatrices de la biodiversité aviaire ni de recommander l'utilisation de la repasse de cris pour mesurer leur activité reproductrice.

Finalement, la richesse spécifique quoiqu'en apparence facilement calculable, constitue l'un des paramètres les plus difficiles à estimer avec précision puisqu'elle varie selon l'effort d'échantillonnage. Dans la présente étude, la richesse spécifique soumise aux analyses statistiques découle de la compilation de points d'écoute visités à 3 reprises, ce qui limite les conclusions que l'on peut tirer autour des relations illustrées. À en juger par nos résultats, la richesse en espèces n'est en effet possiblement pas le meilleur paramètre à utiliser pour poser un diagnostic sur le rôle indicateur d'un groupe d'espèces (les pics) sur un autre groupe (les passereaux forestiers) à cette fine échelle d'investigation. Il serait donc pertinent, dans une future recherche, de tester d'autres paramètres plus adaptés à notre échelle d'étude. Cependant, rappelons que l'utilisation d'espèces indicatrices offre un raccourci attrayant pour la surveillance de la biodiversité, car elle peut permettre une utilisation efficace des ressources limitées disponibles pour le suivi. Cette efficacité doit cependant être équilibrée par rapport à l'incertitude accrue qu'apporte l'utilisation du paramètre de richesse spécifique. Par conséquent, surveiller uniquement les pics peut ne pas justifier l'incertitude accrue. Toutefois, si l'objectif est d'arpenter de vastes étendues de terres, plutôt que d'étudier intensivement des parcelles plus petites comme dans notre étude, l'étude des pics procurera une augmentation appréciable de l'efficacité permettant d'étudier plus de sites.

3.4 Travaux futurs

Pour des travaux futurs, à l'instar de ce que nous avons fait avec les pics, il serait intéressant de confirmer le statut de nidification des oiseaux de forêts matures dans les habitats linéaires résiduels pour être à même d'évaluer la portée des inventaires passifs d'activité sonore des passereaux comme méthode de mesure valable de l'activité reproductrice de ces espèces. D'autres études sont également nécessaires pour mieux définir les limites des méthodes d'inventaire des pics par « playback ». Notons que cette étude constitue, à notre connaissance, l'une des premières recherches qui évalue la capacité des indices auditifs des pics à traduire leur activité reproductrice. De futures études pourraient toutefois évaluer la variation saisonnière de la précision de la méthode pour établir les périodes optimales d'utilisation du « playback » au cours de la saison de reproduction des oiseaux pour détecter les espèces. Enfin, une meilleure analyse des distances auxquelles les pics répondent aux appels par « playback » permettrait de mieux circonscrire si les individus sont ou non rattachés aux sites échantillonnés où proviennent de sites éloignés.

ANNEXE A

TABLEAU D'OCCURRENCE DES PASSEREAUX
SUR LES SITES À L'ÉTUDE

Espèces	Fréquence d'occurrence (%)		
	Séparateur sec	Bande riveraine	Forêt naturelle
<i>Passereaux de forêts jeunes</i>			
Paruline à joues grises (<i>Leiothlypis ruficapilla</i>)	90 %	88 %	40 %
Grive solitaire (<i>Catharus guttatus</i>)	40 %	18 %	4 %
Viréo de Philadelphie (<i>Vireo philadelphicus</i>)	65 %	59 %	36 %
Grive fauve (<i>Catharus fuscescens</i>)	90 %	76 %	48 %
Jaseur d'Amérique (<i>Bombycilla cedrorum</i>)	20 %	35 %	16 %
Paruline triste (<i>Geothlypis philadelphia</i>)	50 %	65 %	0
Paruline à flancs marron (<i>Setophaga pensylvanica</i>)	65 %	65 %	0
Paruline du Canada (<i>Cardellina canadensis</i>)	60 %	65 %	80 %
Moucherolle tchébec (<i>Empidonax minimus</i>)	35 %	18 %	0
Chardonneret jaune (<i>Spinus tristis</i>)	10 %	6 %	0
Junco ardoisé (<i>Junco hyemalis</i>)	5 %	0	0
Geai bleu (<i>Cyanocitta cristata</i>)	45 %	53 %	44 %
Cardinal à poitrine rose (<i>Pheucticus ludovicianus</i>)	45 %	24 %	0
Bruant chanteur (<i>Melospiza melodia</i>)	0	18 %	4 %
<i>Passereaux de stades arbustifs</i>			
Merle d'Amérique (<i>Turdus migratorius</i>)	90 %	76 %	24 %

Espèces	Fréquence d'occurrence (%)		
	Séparateur sec	Bande riveraine	Forêt naturelle
Paruline masquée (<i>Geothlypis trichas</i>)	25 %	47 %	16 %
Moucherolle des aulnes (<i>Empidonax alnorum</i>)	35 %	41 %	0
Paruline à calotte noire (<i>Cardellina pusilla</i>)	15 %	0	0
Paruline jaune (<i>Setophaga petechia</i>)	0	6 %	0
Carouge à épaulettes (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	5 %	0	0
Quiscale rouilleux (<i>Euphagus carolinus</i>)	0	0	0
Quiscale bronzé (<i>Quiscalus quiscula</i>)	0	18 %	4 %
Bruant des marais (<i>Melospiza georgiana</i>)	5 %	0	0
Bruant fauve (<i>Passerella iliaca</i>)	5 %	0	0
<i>Passereaux de forêts matures</i>			
Grive à dos olive (<i>Catharus ustulatus</i>)	70 %	71 %	80 %
Troglodyte des forêts (<i>Troglodytes hiemalis</i>)	65 %	59 %	84 %
Paruline couronnée (<i>Seiurus aurocapilla</i>)	95 %	76 %	100 %
Roitelet à couronne rubis (<i>Regulus calendula</i>)	65 %	59 %	32 %
Paruline à croupion jaune (<i>Setophaga coronata</i>)	80 %	71 %	72 %
Roitelet à couronne dorée (<i>Regulus satrapa</i>)	75 %	100 %	76 %
Sittelle à poitrine rousse (<i>Sitta canadensis</i>)	75 %	94 %	80 %
Paruline à gorge orangée (<i>Setophaga fusca</i>)	55 %	82 %	84 %
Paruline à gorge noire (<i>Setophaga virens</i>)	5 %	12 %	48 %
Paruline bleue (<i>Setophaga caerulescens</i>)	90 %	59 %	80 %
Paruline à poitrine baie (<i>Setophaga castanea</i>)	5 %	12 %	0
Roselin pourpré (<i>Haemorhous purpureus</i>)	20 %	35 %	8 %
Paruline des ruisseaux (<i>Parkesia noveboracensis</i>)	5 %	29 %	44 %
Grimpereau brun (<i>Certhia americana</i>)	30 %	24 %	52 %
Viréo à tête bleue (<i>Vireo solitarius</i>)	35 %	35 %	24 %
Paruline tigrée (<i>Setophagatigrina</i>)	0	29 %	0

Espèces	Fréquence d'occurrence (%)		
	Séparateur sec	Bande riveraine	Forêt naturelle
Mésange à tête brune (<i>Poecile hudsonicus</i>)	10 %	6 %	0
Paruline à collier (<i>Setophaga americana</i>)	45 %	53 %	84 %
Piranga écarlate (<i>Piranga olivacea</i>)	5 %	0	0
<i>Passereaux généralistes</i>			
Bruant à gorge blanche (<i>Zonotrichia albicollis</i>)	80 %	94 %	48 %
Viréo aux yeux rouges (<i>Vireo olivaceus</i>)	100 %	100 %	100 %
Paruline flamboyante (<i>Setophaga ruticilla</i>)	100 %	100 %	96 %
Paruline à tête cendrée (<i>Setophaga magnolia</i>)	80 %	82 %	60 %
Paruline noir et blanc (<i>Mniotilta varia</i>)	100 %	82 %	92 %
Mésange à tête noire (<i>Poecile atricapillus</i>)	60 %	53 %	52 %
Moucherolle à ventre jaune (<i>Empidonax flaviventris</i>)	10 %	6 %	4 %
Tarin des pins (<i>Spinus pinus</i>)	5 %	12 %	0
Paruline obscure (<i>Leiothlypis peregrina</i>)	5 %	18 %	0
Coulicou à bec noir (<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>)	0	12 %	0
<i>Pics</i>			
Pic mineur (<i>Picoides pubescens</i>)	60 %	53 %	36 %
Pic chevelu (<i>Leuconotopicus villosus</i>)	65 %	71 %	20 %
Pic maculé (<i>Sphyrapicus varius</i>)	90 %	94 %	96 %
Pic flamboyant (<i>Colaptes auratus</i>)	90 %	76 %	20 %
Grand Pic (<i>Dryocopus pileatus</i>)	25 %	12 %	28 %

LITTÉRATURE CITÉE DANS
L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALES

- 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.
- Angelstam, P. et Pettersson, B. (1997). Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletins*, 46, 191-203.
- Araujo, M. B., Densham, P. J. et Williams, P. H. (2004). Representing species in reserves from patterns of assemblage diversity. *Journal of Biogeography*, 31(7), 1037-1050.
- Atlegrim, O. (1989). Exclusion of birds from bilberry stands: impact on insect larval density and damage to the bilberry. *Oecologia*, 79(1), 136-139.
- Beier, P. et Noss, R. (1998). Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology*, 12(6), 1241-1252.
- Bélisle, M., Desrochers, A. et Fortin, M. J. (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 82(7), 1893-1904.
- 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.
- Bibby, C. J., Collar, N. J., Crosby, M. J., Heath, M. F., Imboden, C., Johnson, T. H., Long, A. J., Statterfield, A. J. Et Thirdgood, S. J. (1992). *Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, United Kingdom.
- Block, W. M., Brennan, L. A. et Gutiérrez, R. J. (1986). The use of guilds and guild-indicator species for assessing habitat suitability. Dans J. Vemer, M. L. Morrison et C. J. Ralph (dir.), *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates* (p. 109-113). Madison, WI : The University of Wisconsin Press.

- Block, W. M., Finch, D. M. et Brennan, L. A. (1995). Single-species versus multiple-species approaches for management. Dans T. E. Martin et D. M. Finch (dir.), *Ecology and management of Neotropical migratory birds: a review and synthesis of critical issues* (p. 461-476). New York : Oxford University Press.
- Boucher, Y., St-Laurent, M. H. et Grondin, P. (2011). Logging-induced edge and configuration of old-growth forest remnants in the eastern North American boreal forests. *Natural Areas Journal*, 31(3), 300-306.
- Boulet, M., Darveau, M. et Bélanger, L. (2003). Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Canadian journal of forestresearch*, 33(5), 922-930.
- Brin, A., Brustel, H. et Jactel, H. (2009). Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in maritime pine plantations. *Annals of Forest Science*, 66(3), 306.
- Cadieux, P. et Drapeau, P. (2017). Are old boreal forests a safe bet for the conservation of the avifauna associated with decayed wood in eastern Canada?. *Forest Ecology and Management*, 385, 127-139.
- Cairns, J., Patil, G. P. et Waters, W. E. (1979). Environmental biomonitoring, assessment, prediction, and management - certain case studies and related quantitative issues. *International Cooperative Publishing House*, Fairland, Maryland.
- Christensen, N. L., Bartuska, A. M., Brown, J. H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R. *et al.* (1996). The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, 6(3), 665-691.
- Clarke, H. (2008). *Impacts of partial harvest of riparian buffer strips on cavity-nesting birds in boreal mixedwood forest*. (Mémoire de maîtrise). Edmonton : University of Alberta.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J. et Larue, P. (1995). Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *The Journal of wildlife management*, 59(1), 67-78.
- De Graaf, R. et Miller, R. I. (1996). *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. London : Chapman and Hall.

- Desrochers, A. et Hannon, S. J. (1997). Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology*, 11(5), 1204-1210.
- 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 mixedwood forests. *Ecological Monographs*, 70(3), 423–444.
- Drapeau, P., Nappi, A., Giroux, J.-F., Leduc, A. et Savard, J.-P. (2002). Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forests. Dans W. F. Laudenslayer, P. J. Shea, B. E. Valentine, C. P. Weatherspoon et T. E. Lisle (dir.), *Proceedings of the Symposium on the ecology and management of deadwood in Western forests* (p. 193-205). Reno, NV. USDA Forest Service general technical report PSW-GTR 181, USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, CA.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Savard, J. P. (2003). Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile: Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle*, 79(3), 531-540.
- Drapeau, P. et Imbeau, L. (2006). *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures*. Avis Scientifique.
- Drapeau, P., Leduc, A., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. (2008). Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière en mousses. Chapitre 14, Dans Gauthier, Vaillancourt, Morin, Kneeshaw, Leduc, Drapeau et Bergeron (éditeurs). *Aménagement écosystémique de la forêt boréale*, pp 361-391. Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Drapeau, P., Leduc, A. et Bergeron, Y. (2009a). Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. Dans M.-A. Villard, B.G. Gunnar-Jonsson (dir.), *Setting Conservation Targets in Managed Forest Landscapes* (p.129-160). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Drapeau, P., Nappi, A., Imbeau, L. et Saint-Germain, M. (2009b). Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85(2), 227–234.

- Drever, M. C., Aitken, K. E. H., Norris, A. R. et Martin, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141(3), 624–634.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J. et Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65(1), 169-175.
- Dunning, J. B., Borgella, R., Clements, K. et Meffe, G. K. (1995). Patch isolation, corridor effects, and colonisation by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology*, 9(3), 542-550.
- Dussault, C., Courtois, R. et Ferron, J. (1998). Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian journal of forest research*, 28(3), 468-477.
- Etcheverry, P., Ouellet, J. P. et Crête, M. (2005). Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(12), 2813-2822.
- Ferron, J. et St-Laurent, M. H. (2005). L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 6(2).
- Fleishman, E., McDonal, N., Nally, R.M., Murphy, D.D., Walters, J. et Floyd, T. (2003). Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 484–490.
- Fumess, R. W. et Greenwood, J. J. D. (1993). *Birds as monitors of environmental change*. London : Chapman et Hall.
- Gauthier, S. et Vaillancourt, M. A. (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Québec : Presses de l'Université du Québec.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ). (1996). *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public*. Québec : Éditeur officiel du Québec, 35 p.
- Guénette, J. S. et Villard, M. A. (2005). Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology*, 19(4), 1168-1180.

- Gunnarsson, B., Pettersson, R. B., Hake, M., Hultengren, S. et Sjöberg, K. (1999). Spindlar och skalbaggar som indikatorer i barrskog. *Skog et Forskning*, 2, 46-51.
- Gustafsson, L. (2000). Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. *Biological Conservation*, 92(1), 35–46.
- Hawskworth, D. L. (1995). *Biodiversity: measurement and estimation*. London : Chapman et Hall.
- Hawskworth, D. L. Et Rose, F. (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145-148.
- Holmes, R. T., Bonney, R. E. et Pacala, S. W. (1979). Guild structure of the Hubbard Brook bird community: a multivariate approach. *Ecology*, 60(3), 512-520.
- Huggett, A. J. (2005). The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. *Biological conservation*, 124(3), 301-310.
- Huhta, E., Aho, T., Jäntti, A., Suorsa, P., Kuitunen, M., Nikula, A. et Hakkarainen, H. (2004). Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian treecreeper. *Conservation Biology*, 18(1), 148–155.
- Imbeau, L., Savard, J.-P. L. et Gagnon, R. (1999). Comparing bird assemblages of successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 77(12), 1850–1860.
- Imbeau, L., Mönkkönen, M. et Desrochers, A. (2001). Long- term impacts of forestry on birds of the eastern Canadian boreal spruce forests: what can we learn from the Fennoscandian experience?. *Conservation Biology*, 15, 1151–1162.
- Imbeau, L. et Desrochers, A. (2002). Foraging ecology and use of drumming trees by Three-toed Woodpeckers. *The Journal of Wildlife Management*, 66(1), 222-231.
- Jansson, G. (1998). Guild indicator species on a landscape scale — an example with four avian habitat specialists. *Ornis Fennica*, 75(3), 119–127.
- Jansson, G. et Andrén, H. (2003). Habitat composition and bird diversity in managed boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18(3), 225–236.

- Jokimäki, J. et Huhta, E. (1996). Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica*, 73, 97–113.
- Jonsson, B. G. et Jonsell, M. (1999). Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and Conservation*, 8(10), 1417–1433.
- Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D. et Lebrun, P. (2004). Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology*, 18(3), 667–675.
- Kneeshaw, D. D., Leduc, A., Messier, C., Drapeau, P., Gauthier, S., Paré, D., ... et Bouthillier, L. (2000). Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *The Forestry Chronicle*, 76(3), 481–493.
- Korpimäki, E. (1993). Does nest-hole quality, poor breeding success or food depletion drive the breeding dispersal of Tengmalm's Owls?. *Journal of Animal Ecology*, 62(4), 606–613.
- Korpimäki, E. et Krebs, C. J. (1996). Predation and population cycles of small mammals. *BioScience*, 46(10), 754–764.
- Kremen, C. (1992). Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2(2), 203–217.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11(4), 849–856.
- Landres, P. B., Verner, J. et Thomas, J. W. (1988). Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, 2(4), 316–328.
- Lanner, R. M. (1996). *Made for each other: a symbiosis of birds and pines*. Oxford University Press on Demand.
- Lee, P.Y. et Rotenberry, J.T. (2005). Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. *Journal of Biogeography*, 32(7), 1139–1150.
- Lewandowski, A. S., Noss, R. D. et Parsons, D. R. (2010). The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conservation Biology*, 24(5), 1367–1377.

- Lindenmayer, D.B. et Noss, R.F. (2006). Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 20(4), 949–958
- Linnell, J.D.C., Swenson, J.E. et Andersen, R. (2000). Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones?. *Biodiversity and Conservation*, 9(7), 857–868.
- Machtans, C. S., Villard, M. A. et Hannon, S. J. (1996). Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation biology*, 10(5), 1366–1379.
- Mac Nally, R.C. (1990). The roles of floristics and physiognomy in avian community composition. *Australian Journal of Ecology*, 15(3), 321–327.
- Margules, C. R., Cresswell, I. D. et Nicholls, A. O. (1994). A scientific basis for establishing networks of protected areas. Dans P. L. Forey, C. J. Humphries et R. I. Vane-Wright (dir.), *Systematics and conservation evaluation* (p. 327–350). Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.
- Margules, C. R. et Lindenmayer, D. B. (1996, mai). Landscape level concepts and indicators for the conservation of forest biodiversity and sustainable forest management. Dans *Proceedings UBC-UPM Conference on the Ecological, Social and Political Issues of the Certification of Forest Management* (p. 65–83). Invited Position Paper. Forest Certification Workshop. Malaysia.
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. A. et Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience*, 13(2), 226–233.
- McGeoch, M. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73(2), 181–201.
- McKenney, D. W., Sims, R. A., Soulé, M. E., Mackey, B. G. et Campbell, K. L. (1994). *Towards a set of biodiversity indicators for Canadian forests*. Proceedings of a Forest Biodiversity Indicators Workshop. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Sault Ste. Marie, Canada.
- Mikusiński, G. (1997). *Woodpeckers in time and space. The role of natural and anthropogenic factors*. (Thèse). Department of Conservation Biology, Swedish University of Agriculture Sciences, Uppsala, Sweden. ISBN 91-576-5324-0.

- Mikusiński G., Gromadzki M. et Chylarecki P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15(1), 208–15.
- Mikusiński, G. (2006, January). Woodpeckers: distribution, conservation, and research in a global perspective. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 86-95). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Milledge, D. R., C. L. Palmer et J. L. Nelson. (1991). "Barometers of change": the distribution of large owls and gliders in Mountain Ash forests of the Victorian central highlands and their potential as management indicators. Dans D. Lunney (dir.), *Conservation of Australia's forest fauna* (p. 55-65). Sydney, Australia : Royal Zoological Society of New South Wales.
- Mills, L. S., Souk, M. E. et Doak, D. F. (1993). The key-stone species concept in ecology and conservation. *BioScience*, 43(4), 219-224.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G. et Mannan, R. W. (1992). *Wildlife-Habitat Relationships : concepts and applications*. Madison, Wisconsin : The University of Wisconsin Press.
- Mörtberg, U. et Wallentinus, H.-G. (2000). Red-listed forest bird species in an urban environment – assessment of green space corridors. *Landscape and Urban Planning*, 50(4), 215–226.
- Niemi, G. J., Hanowski, J. M., Lima, A. R., Nicholls, T. et Weiland, N. (1997). A critical analysis on the use of indicator species in management. *The Journal of Wildlife Management*, 61(4), 1240–1252.
- Niemi, G. J. et McDonald, M. E. (2004). Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35, 89–111.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.
- Noss, R. F. (1993). A conservation plan for the Oregon Coast Range: some preliminary suggestions. *Natural Areas Journal*, 13(4), 276-290.
- Ott, W. R. (1978). *Environmental indices: theory and practice*. Ann Arbor, Michigan : Ann Arbor Science.

- Ouellet-Lapointe, U. (2010). *Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du Canada*. (Mémoire de maîtrise). Montréal : Université du Québec à Montréal.
- Ouellet-Lapointe, U., Drapeau, P., Cadieux, P. et Imbeau, L. (2012). Woodpecker excavations suitability for and occupancy by cavity users in the boreal mixedwood forest of eastern Canada. *Ecoscience*, 19(4), 391-397.
- Pakkala, T., Pellikka, J. et Lindén, H. (2003). Capercaillie *Tetrao urogallus* – a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology*, 9(4), 309-316.
- Pearson, D. L. et Cassola, F. (1992). Worldwide species richness patterns of tiger-beetles (*Coleoptera: Cicindelidae*): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology*, 6(3), 376-391.
- Pearson, D. L. (1994). Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 345(1311), 75-79.
- Potvin, F., Courtois, R. et Bélanger, L. (1999). Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(7), 1120-1127.
- Potvin, F., Breton, L. et Courtois, R. (2005). Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian journal of forest research*, 35(1), 151-160.
- Prendergast, J. R. et Eversham, B. C. (1997). Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography*, 20(2), 210-216.
- Rail, J. F., Darveau, M., Desrochers, A. et Huot, J. (1997). Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *The Condor*, 99(4), 976-980.
- Roberge, J.-M. et Angelstam, P. (2004). Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation biology*, 18(1), 76-85.
- Schmiegelow, F. K. A. et Mönkkönen, M. (2002). Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications*, 12(2), 375-389.

- Sekercioglu, C.H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107(2), 229- 240.
- Short, L.L. et Horne, J.F.M. (1990). Woodpeckers: a world perspective and conservation concerns. Dans Carlson, A., Aulen, G. (dir.), *Conservation and Management of Woodpecker Populations*. Uppsala : Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A.-L. et Huhta, E. (2006). Co-variation and indicators of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests?. *Ecological Indicators*, 6(4), 686-700.
- Spellerberg, I. F. (1994). *Monitoring ecological change* (2^e ed.). Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Stork, N. E. et Samways, M. J. (1995). Inventorying and monitoring. Dans V. H. Heywood, (dir.) *Global biodiversity assessment* (p. 453-543). Cambridge, United Kingdom : Cambridge University Press.
- Suter G. W. II, Norton S. B. et Cormier S. M. (2002). A methodology for inferring the causes of observed impairments in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(6), 1101-11.
- Szaro, R. C. et Balda, R. P. (1982). *Selection and monitoring of avian indicator species: an example from a ponderosa pine forest in the southwest*. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.
- Szaro, C. R. (1986). Guild management: an evaluation of avian guilds as predictive tool. *Environmental Management*, 10(5), 681-688.
- Terborgh, J. (1986). Keystone plant resources in the tropical forest. Dans M. E. Soule (dir.), *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity* (p. 330-344). Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates.
- Thomas, W. A. (1972). *Indicators of environmental quality*. New York : Plenum Press.

- 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. *Forest Ecology and Management*, 177(1), 441-469.
- Thomson, J. R., Fleishman, E., Mac Nally, R. et Dobkin, D. S. (2005). Influence of the temporal resolution of data on the success of indicator species models of species richness across multiple taxonomic groups. *Biological Conservation*, 124(4), 503-518.
- Uliczka, H. et Angelstam, P. (2000). Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological Conservation*, 95(3), 343-351.
- Uliczka, H., Angelstam, P. et Roberge, J.-M. (2004). Indicator species and biodiversity monitoring systems for non-industrial private forest owners - is there a communication problem?. *Ecological Bulletins*, 51, 379-384.
- Virkkala, R. (2006, January). Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. Dans *Annales Zoologici Fennici* (p. 82-85). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- 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. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(8), 1159-1167.