

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LA CONNECTIVITÉ DE L'HABITAT DU GRAND PIC (*DRYOCOPUS
PILEATUS*) FAVORISE-T-ELLE SON OCCUPATION DANS UN PAYSAGE
AGROFORESTIER BORÉAL?

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
ANTAYA, ANNICK

NOVEMBRE 2019

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je suis fier de la réalisation de cette maîtrise qui m'a amené à surmonter plusieurs défis, tels que l'apprentissage de nouveaux logiciels, l'art de la communication scientifique et la gestion d'un projet échelonné sur plusieurs années. Cet accomplissement n'aurait pas été possible sans la précieuse aide apportée par plusieurs collaborateurs, professionnels et personnes-ressources pour m'aider dans le cheminement de mon projet.

Pour commencer, je tiens à remercier Pierre Drapeau, mon directeur de recherche et professeur au département de biologie de l'Université du Québec à Montréal, pour son encadrement soutenu, son écoute, son partage de connaissances, sa volonté de vouloir faire bouger les choses en aménagement forestier au Québec, et surtout pour sa passion contagieuse des oiseaux cavicoles. Merci pour la confiance que tu m'as accordée, pour les conversations qui m'ont amené beaucoup plus loin dans mes réflexions, et de m'avoir offert plusieurs opportunités qui m'ont amené à participer à diverses rencontres scientifiques. J'aimerais également remercier Alain Leduc pour sa patience ainsi que pour les nombreuses discussions enrichissantes qui ont grandement contribué à l'avancement de mon projet. Je remercie Louis Imbeau pour ses commentaires constructifs et ses encouragements tout au long de mon projet. Merci à Mélanie Desrochers pour son enseignement des systèmes d'information géographique (Arc GIS), sa pédagogie, sa patience et son soutien avec les outils de géomatique. Je remercie Philippe Cadieux pour son écoute, son soutien et ses éclaircissements notamment avec les analyses statistiques. Je remercie Assu Gil-Tena pour son partage de connaissances pour ce qui a trait aux calculs d'indices de connectivité. Merci à Daniel Lesieur, Luc Lauzon, ainsi que toute l'équipe du Centre d'Étude de la Forêt à l'UQAM pour leur soutien envers les étudiants. Je remercie les chercheurs Joakim Hjalten et Martijn Versluijs de m'avoir accueilli pour un stage de recherche de deux mois dans le cadre de ma maîtrise à SLU (Sverigeslantbruks universitet) à Umea, en

Suède. Un grand merci à ma merveilleuse équipe sur le terrain, composée de Réjean Deschênes, Jérémie Campeau-Poirier, Ariane Reda, Thomas Leduc, Catherine Lavallée Chouinard, Brigitte Beaudry et Sarah Bourehgda. Vous avez travaillé très fort et je vous en suis bien reconnaissante. Merci à mes collègues du laboratoire de Pierre Drapeau; Juliette Duranleau, Violette Bertrand, Alexandre Fouillet et Geneviève Potvin.

Mille mercis, Olivier, d'avoir été là quand j'en avais besoin, pour ta compréhension, ton écoute et tes encouragements, pour m'avoir aidé avec l'achat du nouveau matériel techno pour le labo, la réparation du matériel sur le terrain et la création d'une nouvelle caméra avec système wifi. Merci à ma famille et mes ami(e)s pour vos encouragements, votre soutien et de croire en ce que je fais. Merci à mes merveilleuses colocs, Audrey et Val, pour votre énergie contagieuse, la révision de mes textes, votre écoute lorsque je devais me préparer pour une présentation et surtout pour m'avoir souvent changé les idées!

AVANT-PROPOS

Ce mémoire comprend un chapitre rédigé sous forme d'article scientifique en français. À titre de candidate à la maîtrise, j'ai réalisé les différentes étapes pour la réalisation de ce projet, soit l'élaboration du protocole d'échantillonnage, la récolte des données, l'analyse des résultats et la rédaction des articles à titre de première auteure. Mon directeur, Pierre Drapeau, ainsi que mes collaborateurs, Alain Leduc, Louis Imbeau et Philippe Cadieux sont coauteurs de mon chapitre. L'article sera traduit en anglais et soumis ultérieurement dans *Landscape Ecology*.

Ce projet a été mené 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 soutien financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention CRSNG-RDC à Drapeau et collaborateurs, subvention Découverte à Drapeau). Deux bourses d'études de la fondation de l'UQAM, une bourse à la mobilité de l'UQAM ainsi qu'un prix en argent, récompensant la vulgarisation scientifique auprès des étudiants de la Chaire en Aménagement Forestier Durable, ont contribué au support financier de ce projet.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
RÉSUMÉ	xv
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
0.1 Problématique.....	1
0.2 Portrait des terres agricoles	5
0.3 Caractéristiques de la forêt boréale mixte de l'est du Canada	6
0.4 Réseau complexe d'utilisateurs de cavités	7
0.5 Sélection d'habitat.....	8
0.5.1 Caractéristiques de l'habitat de qualité des picidés.....	9
0.6 Importance du Grand Pic en forêt boréale mixte	9
0.6.1 Nidification et alimentation du Grand Pic.....	10
0.7 Fragmentation de l'habitat et connectivité	12
0.7.1 Les oiseaux forestiers et la fragmentation du paysage	14
0.7.2 Le Grand Pic et la connectivité fonctionnelle	16
0.8 Objectifs de l'étude	17
CHAPITRE I - CONNECTIVITÉ DE L'HABITAT ET OCCUPATION PAR LE GRAND PIC EN PAYSAGE AGROFORESTIER BORÉAL.....	19
1.1 Résumé.....	20
1.2 Introduction.....	22
1.3 Méthodes	26
1.3.1 Aire d'étude.....	26
1.3.2 Méthodes	28
1.4 Analyses statistiques	38
1.5 Résultats	41

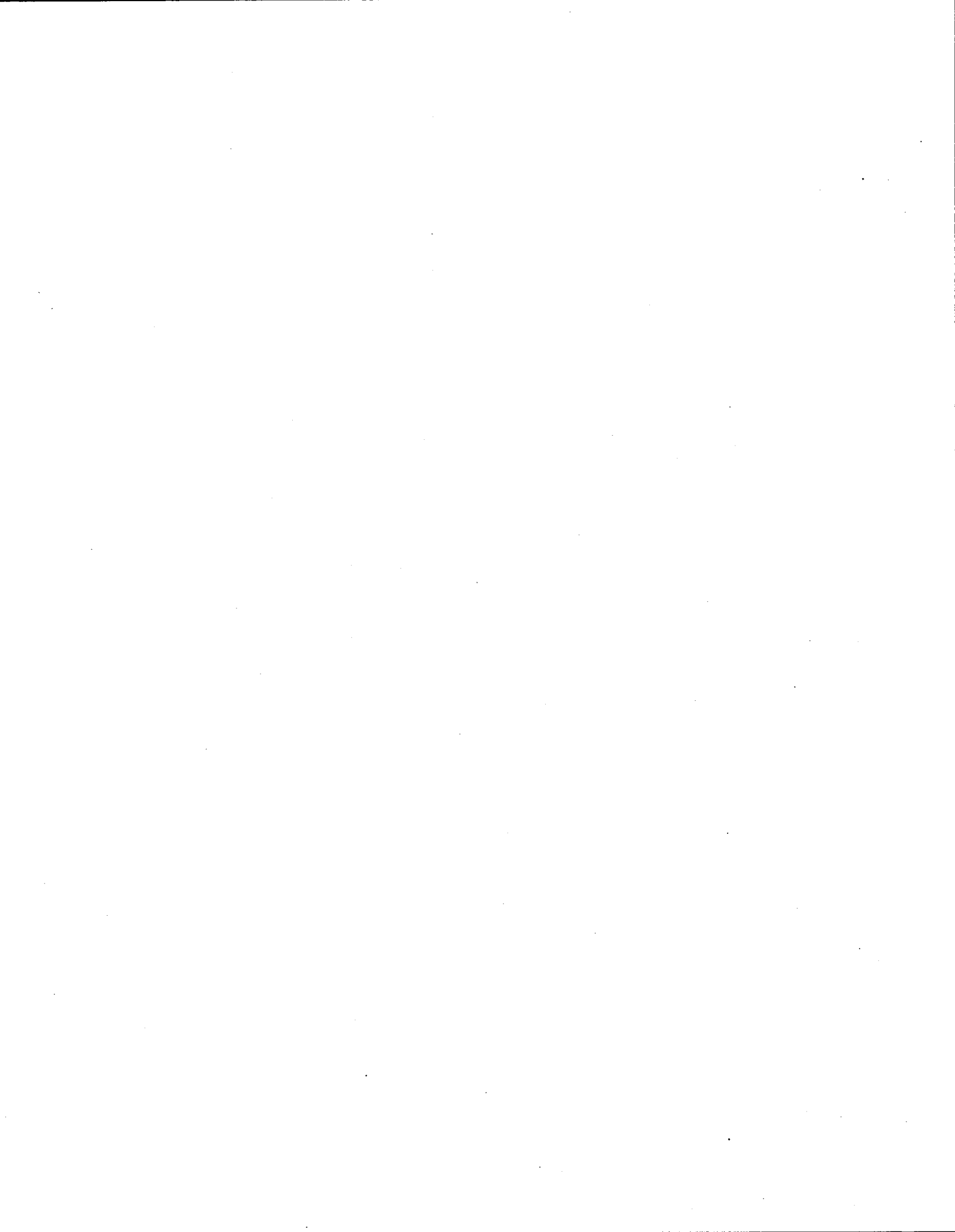
1.5.1	Marques d'alimentation.....	41
1.5.2	Cavités de nidification.....	47
1.6	Discussion	48
1.6.1	Effet des conditions locales de l'habitat.....	49
1.6.2	Effet du contexte adjacent aux sites (paysage).....	51
1.6.3	Effet de la connectivité fonctionnelle et structurelle.....	53
1.7	Conclusion.....	54
1.8	Littérature citée	58
1.9	Figures.....	74
1.10	Tableaux.....	87
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		99
2.1	Importance relative des conditions environnementales locales	99
2.2	Importance relative du contexte adjacent aux habitats fragmentés (paysage) et de leur configuration spatiale	101
2.3	Conservation et maintien du Grand Pic en paysage agricole	101
2.4	Travaux futurs	103
RÉFÉRENCES CITÉES DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE		107

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Carte localisant les 37 sites échantillonnés (représentés par des points) en fonction des agglomérations d'habitats du Grand Pic connectés fonctionnellement sur la base de leurs mouvements saisonniers (en fonction d'une distance maximale de 1 km à traverser un champ agricole) en Abitibi-Ouest. Le territoire échantillonné est dans la zone agricole (représentée en beige) et couvre un gradient de connectivité fonctionnelle faible, moyen et élevé (voir section 1.3.2). La zone en gris ne compte pas une matrice dominée par l'agriculture, mais comprend des coupes récentes, de jeunes forêts, des terres en friches de même que des terres agricoles marginales.	74
1.2 Carte représentant les indices de connectivité structurelle et fonctionnelle utilisés dans l'étude. A) Taille d'agglomération d'habitats basée sur les mouvements saisonniers du Grand Pic (ha), B) Taille d'agglomération d'habitats basée sur les mouvements journaliers (Exemple X-Y-Z) du Grand Pic (ha) en partant d'une forêt résiduelle (FR) C) Quantité de forêts (ha) se trouvant dans un rayon de 1 km et 2 km (en noir) centré sur une forêt résiduelle (FR).....	75
1.3 Régression linéaire entre deux variables de connectivité fonctionnelle, soit la taille d'agglomération (ha) d'habitats basée sur les mouvements journaliers du Grand Pic, des 37 sites échantillonnés (représentées par des points) en fonction de la taille d'agglomération d'habitats (ha) basée sur les mouvements saisonniers du Grand Pic sous échelle logarithmique ($R^2 = 0,77$, $p = 9,529e-13$). Les trois niveaux de connectivité fonctionnelle y sont présentés A) faible, B) moyen et C) élevé. Les mesures de connectivité sont réalisées à partir de la carte écoforestière du 4 ^e décennal, comprenant les mises à jour de coupes forestières pour l'année 2017.....	76
1.4 Procédure de recherche des cavités de reproduction et d'alimentation ainsi que d'inventaire des caractéristiques locales de l'habitat dans nos sites d'étude. Une superficie de 5 ha est échantillonnée systématiquement au moyen de 4 transects (250 X 50 m) qui couvrent toute la superficie et	

- de 4 transects (250 X 2,5 m) qui couvrent ensemble 0,25 ha pour l'inventaire de végétation.. 77
- 1.5 Carte de répartition de l'abondance des marques d'alimentation fraîches (nbre_tf) et anciennes (nbre_ta) entre 37 parcelles d'habitats forestiers de qualité pour le Grand Pic en Abitibi-Ouest (ouest du Québec), selon un gradient de connectivité fonctionnelle entre les habitats (Faible, moyen, élevé). La zone agricole est délimitée et représentée (en beige) sur la carte. La zone en gris ne compte pas une matrice dominée par l'agriculture mais comprend des coupes récentes, de jeunes forêts, des terres en friches de même que des terres agricoles marginales 78
- 1.6 Relation linéaire entre le nombre de marques d'alimentation anciennes et fraîches dans les 37 sites échantillonnés ($R^2 = 0,38$, p-value = $5,121e-05$).. 79
- 1.7 Proportion (%) des essences d'arbres d'alimentation sélectionnées par le Grand Pic pour les marques fraîches et anciennes par rapport à la disponibilité des essences pour l'ensemble des 37 sites échantillonnés. Les sites ont été catégorisés selon le type de peuplement dominant, soit feuillu, mixte et résineux, basé sur les données de la carte écoforestière de 4^e décennal. Cette dominance a été établie selon la surface terrière résineuse relative (%) de chacun des sites (Dominance de feuillus = Entre 0 et 25 %; dominance mixte = Entre 25 % et 50 %; dominance résineuse = Plus de 50 %). Les arbres disponibles pour l'alimentation du Grand Pic sont des arbres de plus de 20 cm de DHP, en déclin, sénescents ou morts. 80
- 1.8 Régression linéaire de la quantité de forêts (sous échelle logarithmique) se trouvant dans un rayon de 2 km qui est centré sur les 37 forêts résiduelles (représentées par des points) en fonction de la quantité de forêts (ha) se trouvant dans un rayon de 1 km ($R^2 = 0,73$, p-value = $1,67e-11$). Les mesures de quantité de forêts sont réalisées à partir de la carte écoforestière du 4^e décennal, comprenant les mises à jour de coupes forestières pour l'année 2017..... 81
- 1.9 Relation entre le nombre de marques d'alimentation fraîches prédit en fonction de la quantité de forêts (ha) dans un rayon de 1 km centré sur les 37 sites échantillonnés (incluant la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP comme covariable), tirée de la régression linéaire multiple portant sur le contexte adjacent aux sites de l'étude 82

- 1.10 Relation entre le nombre de marques d'alimentation anciennes prédit et la densité d'arbres morts et sénescents > 20 cm de DHP tirée de la régression linéaire multiple portant sur les conditions d'habitat locales. 83
- 1.11 Relation entre le nombre de marques d'alimentation anciennes prédit en fonction de la proportion (%) de peuplements résineux se trouvant dans un rayon de 900 m centré sur les 37 sites échantillonnés (incluant la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP comme covariable), tirée de la régression linéaire multiple portant sur le contexte adjacent aux sites de l'étude. 84
- 1.12 Estimation de la densité de nids de Grand Pic par km² en fonction d'un effort de recherche active de cavités dans la zone de conservation du massif de forêts continues de la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD), dans les forêts résiduelles de l'agglomération de coupes du paysage aménagé adjacent à la FERLD et dans les forêts résiduelles de la zone agricole de la MRC d'Abitibi-Ouest. 85
- 1.13 Carte de répartition des neuf parcelles d'habitats forestiers propices pour l'occupation du Grand Pic en Abitibi-Ouest (ouest du Québec), renfermant au moins un nid ancien ou récent de Grand Pic, selon un gradient de connectivité fonctionnelle entre les habitats (faible, moyen, élevé). La zone agricole est délimitée et représentée (en beige) sur la carte. La zone en gris ne compte pas une matrice dominée par l'agriculture mais comprend des coupes récentes, des jeunes forêts, des terres en friches de même que des terres agricoles marginales. 86



LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Liste des variables d'intérêt mesurées à l'échelle du site échantillonné (locale) et du paysage ainsi que des hypothèses quant à leurs effets sur la distribution des marques d'alimentation du Grand Pic dans les bois d'un paysage agricole en forêt boréale mixte de l'Abitibi.....	87
1.2	Échelle, moyenne, écart-type et amplitude (valeur minimale maximale) de chaque variable d'intérêt sélectionnée dans les analyses de l'étude.....	91
1.3	Liste des meilleurs modèles ($< 2 \Delta AICc$) mettant en relation l'abondance de marques d'alimentation fraîches et anciennes en fonction de variables locales d'habitats présélectionnées ainsi que de variables à l'échelle du paysage. Plus précisément, la 1 ^{ère} sélection de modèles inclut seulement des variables des conditions locales d'habitats tandis que la 2 ^e sélection de modèles inclut à la fois les variables significatives des conditions locales de l'habitat (provenant de la 1 ^{re} sélection) ainsi que les variables représentant le contexte adjacent (pourcentage de forêt, composition forestière) aux sites de l'étude. Des variables de connectivité s'ajoutent aux variables significatives de conditions locales et du contexte adjacent aux sites pour la 3 ^e sélection de modèles. Les modèles se classant dans les quatre premières positions ont été représentés pour chaque sélection. Un effet aléatoire « id_agg » (non représenté ci-dessous) a été ajouté à tous les modèles puisque plusieurs sites échantillonnés se situent dans les mêmes agglomérations d'habitats connectées sur la base des mouvements saisonniers de Grand Pic.....	93
1.4	Estimé, erreur type (SE) et intervalles de confiance à 95 % (IC) des variables analysées à partir d'inférences multimodèle sur les meilleurs modèles de conditions locales d'habitat, de quantité ainsi que de connectivité structurelle et fonctionnelle de l'habitat. Les intervalles en gras ne contiennent pas le 0 et les résultats sont significatifs. Le coefficient de détermination (R^2) a été obtenu pour chaque modèle. De plus, les valeurs des tests de t de Student, ainsi que les valeurs p ($Pr(> t)$) ont été obtenues pour chaque variable comprise dans les meilleurs modèles. La 2 ^e sélection de modèles inclut à la fois les variables significatives des conditions locales de l'habitat ainsi que les variables à l'échelle du paysage. Des variables de connectivité s'ajoutent aux variables significatives de conditions locales et du contexte adjacent aux sites pour la 3 ^e sélection de modèles. Un effet aléatoire « id_agg », identifiant les agglomérations d'habitats basées sur les mouvements	

saisonniers du Grand Pic (non représenté ci-dessous), a été ajouté à tous les modèles puisque plusieurs sites échantillonnés se situent dans les mêmes agglomérations. Les valeurs de t significatives ($t = |1,96|$) attribuées aux valeurs explicatives composant les meilleurs modèles apparaissent en gras. * La valeur de R^2 a été calculée à partir du package MuMIn dans le logiciel R à l'aide de la fonction r.squaredGLMM qui donne une valeur de R^2 conditionnelle. Celle-ci représente la variance expliquée par le modèle en entier, incluant les effets fixes et aléatoires. ** La valeur $\text{Pr}(> |t|)$ correspond à la valeur de p qui a été calculée à partir du package lmerTest dans le logiciel R.....

RÉSUMÉ

Le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) est un oiseau cavicole qui apparaît s'accommoder de la fragmentation de son habitat, tant en forêt tempérée que boréale. Toutefois, cette fragmentation entraîne parfois des conséquences non-négligables sur la configuration spatiale (perte de connectivité et isolement accru) de la forêt fragmentée. Or, la réponse du Grand Pic à la configuration spatiale de la forêt fragmentée dans les paysages aménagés demeure peu documentée. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'occupation des habitats par le Grand Pic en fonction de leurs conditions locales, de leur contexte adjacent ainsi que de leur connectivité dans les paysages fragmentés par l'agriculture. Pour y répondre, nous avons effectué une recherche active de cavités de nidification, de marques d'alimentation ainsi qu'un inventaire exhaustif de la végétation dans 37 forêts résiduelles (taille allant de 10 à 180 ha) de la plaine agricole en Abitibi-Ouest, Québec. Tous nos sites échantillonnés comptaient des marques fraîches et anciennes d'alimentation, ce qui nous a permis de réaliser des analyses sur l'abondance de ces marques. Une approche de sélection de modèles de régressions linéaires comportant des variables locales d'habitat, des variables du contexte adjacent aux sites ainsi que des mesures de la connectivité structurelle et fonctionnelle a permis de comparer les modèles à partir du critère d'information d'Akaike. Nos analyses ont révélé une influence positive d'une condition locale au sein des habitats forestiers sur l'abondance de marques d'alimentation du Grand Pic, soit la densité d'arbres morts et sénescents de fort diamètre. Ces analyses montrent également que cette abondance est influencée par le contexte adjacent aux sites, c'est-à-dire par la quantité de forêts propices qui se trouvent dans un rayon de 1 km en partant du centre des forêts résiduelles, ainsi que par la proportion (%) de peuplements résineux agglomérés à ces forêts résiduelles. Toutefois, l'abondance des marques n'est pas influencée par la configuration spatiale des habitats résiduels du Grand Pic (connectivité fonctionnelle et structurelle) en milieu agricole. D'autre part, 9 des 37 forêts échantillonnées comptaient des cavités de nidification excavées par le Grand Pic, dont seulement une était occupée par le Grand Pic. Bien que l'occurrence de cavités de nidification soit trop faible pour effectuer des analyses, ce résultat suggère que les forêts isolées par l'agriculture sont peu utilisées par le Grand Pic pour sa reproduction. Le Grand Pic est donc sensible à la variation des conditions environnementales locales de son habitat et au contexte forestier environnant ce dernier, sans pour autant être restreint à n'emprunter que les forêts connectées par une distance de moins de 1 km les uns des autres. Dans une perspective d'aménagement

durable du territoire forestier, nous discutons comment les connaissances acquises peuvent contribuer à l'élaboration de lignes directrices sur la conservation d'habitats à haute valeur écologique pour le Grand Pic et la faune cavicole en forêt boréale fragmentée par l'agriculture.

Mots clés : Pucidés, nidification, alimentation, cavités de nidification, marques d'alimentation, matrice agricole, perte nette de forêt âgée, isolement de la forêt âgée, connectivité structurelle et fonctionnelle de l'habitat

INTRODUCTION GÉNÉRALE

0.1 Problématique

Ces dernières années, une approche d'aménagement forestier a été fondée sur l'idée de s'inspirer des régimes naturels de perturbations pour réduire l'écart entre notre récolte de la forêt et ces régimes naturels. La recherche sur le développement découlant de cette approche a contribué à proposer des pratiques sylvicoles favorables au maintien à long terme de la biodiversité et de l'intégrité écologique des forêts en Amérique du Nord, pour pallier aux lacunes des pratiques forestières conventionnelles (Gauthier et al. 2008). Cette vision de l'aménagement des territoires forestiers favorise une utilisation durable de la ressource ligneuse tout en maintenant les processus écologiques et les organismes qui contribuent directement ou indirectement aux fonctions écologiques des écosystèmes forestiers. Elle vise à maintenir les forêts aménagées dans un état proche à celui des forêts naturelles (D'Eon 2007, Gauthier et al. 2008, MFFP 2016). La gestion durable basée sur une approche écosystémique peut devenir toutefois plus complexe lorsqu'il s'agit de forêts privées (Carpentier 2015). Au Québec, les forêts privées représentent 16 % des forêts productives (FPFQ 2015). Ces forêts qui couvrent une superficie de près de 70 000 km², sont réparties entre 130 000 propriétaires et sont régies par la loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (Côté et al. 2012). Les propriétaires sont les principaux acteurs et décideurs quant à l'avenir de leur bois par l'utilisation qu'ils en font et par leurs choix d'activités d'aménagement, affectant directement le maintien de l'intégrité écologique de ces forêts et des processus écologiques. La planification de l'aménagement des forêts privées au Québec priorise la production de matières ligneuses, ce qui ne semble pas toujours concorder avec les intérêts des propriétaires de ces terres (Carpentier 2015). En effet, selon un sondage réalisé par

Côté et al.(2012) auprès de 2215 propriétaires de forêts privées au Québec, la majorité des répondants ont mentionné vouloir transmettre leur forêt en héritage familial. La volonté de la plupart des propriétaires à vouloir protéger leur milieu naturel semble être en harmonie avec les activités d'aménagement forestier et de prélèvement de bois qui y sont effectuées (Ex. coupes de jardinage).

Il y a un intérêt grandissant pour la récolte du bois dans les forêts privées. Ces dernières sont reconnues comme étant « les terres forestières les plus accessibles et les plus productives du Québec » (MFFP 2015). En effet, ces terres forestières sont souvent à proximité de routes, favorisant leur accessibilité. La majorité des forêts privées (80 %) ont une superficie correspondant à 50 ha et moins au Québec (MFFP 2016). Pourtant, à notre connaissance, peu d'études portent sur la qualité et le potentiel écologique de ces fragments de forêts de petites tailles ainsi que l'état de la biodiversité qui s'y retrouve, et cela d'autant plus en forêt boréale.

De plus, les forêts privées au Québec renferment une faible superficie de forêts âgées (70 ans et plus) (FPFQ 2015). Ces dernières peuvent abriter une multitude d'espèces dépendantes de la présence de bois sénescents et morts pour leur reproduction et leur alimentation (Raphael et White 1984, Berg et al. 1994, Stokland et al. 2012, Nappi et al. 2015), notamment les arbres de grand diamètre (> 35 cm de DHP). Les forêts âgées permettent pour la plupart un recrutement constant de gros bois sénescents et morts présentant divers stades de dégradation (Kneeshaw et Gauthier 2003, Cadieux 2017). Or, la faible proportion de vieilles forêts privées dans les paysages transformés par l'agriculture, le développement résidentiel et urbain (FPFQ 2015) peut amener un questionnement sur le maintien à long terme d'espèces sensibles à la diminution de la disponibilité des arbres de fort diamètre à divers stades de dégradation (sains, sénescents et morts) dans ces habitats.

Associés au bois mort et aux forêts âgées, les oiseaux cavicoles, membres de la famille des picidés, présentent une vulnérabilité aux changements de composition et

de structure de la forêt naturelle (Imbeau 2001, Schmiegelow et Mönkkönen 2002, Mikusiński 2006, Virkkala 2006). Plus particulièrement, le Grand Pic est une espèce cavicole qui nécessite la présence d'arbres sénescents ou morts de grand diamètre (Lemaître et Villard, 2005) pour sa nidification et son alimentation, notamment la présence de peupliers faux-trembles en forêt boréale (Aitken et Martin 2004, Nappi et al. 2015). Le peuplier faux-tremble joue donc un rôle critique pour cette espèce, ce qui peut affecter sa distribution dans le paysage forestier (Cadieux 2017).

Les forêts privées sont également souvent enclavées dans des environnements où l'usage des terres a été converti à des fins agricoles, résidentielles ou urbaines. De 2016 à 2017, les terres agricoles correspondaient à environ 5 % du territoire de la province du Québec, équivalant à une superficie de 6 305 999 ha, éparpillées sur l'ensemble du territoire (Systèmes Sphinx et GIPTAAQ 2017). Toutefois, une déprise agricole est observable sur l'ensemble du Québec depuis 1985, dont une augmentation des terres en friches (Drapeau et al. 2019). Un changement de type de culture est également observable sur ces terres agricoles au Québec, passant de 66 % de cultures perennes en 1993 à plus de 65 % de cultures annuelles en 2014. Des fragments de forêts âgées sont donc éparpillés et juxtaposés à ces zones agricoles. La perte nette de forêt et la fragmentation de ces habitats dans le territoire isolent les forêts privées et compliquent les mouvements des espèces qui y vivent. Plusieurs travaux de recherche pointent vers le fait que la conservation des populations biologiques qui vivent dans les forêts fragmentées des paysages anthropiques (agricoles, résidentiels ou urbains), passe par le maintien de la connectivité entre ces forêts (Taylor et al. 1993 ; Bélisle et al. 2001 ; Gobeil et Villard 2002) et le maintien de connexion avec des habitats sources (des massifs de forêts continues) à l'échelle régionale (Vaillancourt et al. 2009). En d'autres termes, la fragmentation des habitats modifie la configuration spatiale de la forêt et les réseaux d'habitats. Ainsi, elle entraîne une perte de connectivité de ces habitats à l'échelle du paysage, ce qui influence la distribution, le déplacement des oiseaux et conséquemment, la dynamique de leurs populations (Taylor et al. 1993, Vaillancourt et al. 2009, Vergara

et al. 2015). Des connaissances supplémentaires sur la dynamique et la réponse des espèces à la perte de connectivité, notamment pour les oiseaux cavicoles, sont essentielles pour mieux cibler nos efforts de conservation en forêt boréale mixte. La distance entre les fragments de forêt ainsi que leur taille peuvent affecter la disponibilité d'habitats propices au maintien à long terme de certaines espèces dans le paysage (Vaillancourt et al. 2009, Gil-Tena et al. 2013).

Les espèces indicatrices sont considérées comme des outils essentiels en biologie de la conservation puisqu'elles peuvent guider les activités de gestion en identifiant plusieurs éléments structurels et fonctionnels clés au maintien de la diversité biologique de la forêt, en se basant sur les exigences écologiques de ces espèces (Thomson et al. 2005, Roberge et Angelstam 2009). Les pics constituent un tel groupe d'espèces indicatrices en raison de leur sensibilité aux modifications de la structure interne de la forêt et de leur rôle clé comme agent de production de cavités pour la communauté vertébrée utilisatrice de ces cavités dans l'écosystème forestier (Mikusiński et al. 2001, Virkkala 2006, Cadieux 2017).

Les vingt dernières années de recherche en Abitibi (ouest du Québec, Canada) ont grandement contribué à mieux connaître l'habitat propice du Grand Pic. De plus, ces années de recherche ont aidé à comprendre les relations écologiques du Grand Pic avec les attributs structuraux des peuplements pour sa reproduction ainsi que pour son alimentation en forêt boréale continue et aménagée (Gasse 2007, Drapeau et al. 2009, Ouellet-Lapointe 2010, Cadieux 2011, Nappi et al. 2015, Plouffe-Leboeuf 2016, Cadieux 2017, Duranleau 2018). Peu de travaux ont toutefois été menés sur les pics dans les forêts des secteurs agricoles de l'Abitibi. Les populations de Grand Pic sont en hausse dans les dernières années au Québec (Regos et al. 2018, Robert et al. 2019), dues notamment à la maturation de peuplements forestiers dans la zone de la forêt tempérée feuillue (Drapeau et al. 2019). Or, en forêt boréale, la pression de coupe dans les habitats fragmentés des paysages agroforestiers de l'Abitibi s'intensifie due à l'accessibilité et à la productivité de ces forêts (ARFPA 2014, MFFP 2017b).

En effet, les agences régionales de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi et du Témiscamingue, l'association forestière et le syndicat des producteurs de bois (SPBAT) se sont ralliés afin de trouver un moyen d'augmenter l'approvisionnement des usines de transformation en bois dans la région (Rodrigue 2018). Pour ce faire, un démarcheur forestier a rencontré les propriétaires de forêts privées de l'Abitibi-Témiscamingue en 2016 afin de les convaincre de couper leur bois. C'est une situation qui peut sembler préoccupante pour le maintien à long terme de l'habitat du Grand Pic. Dans le contexte actuel, où des fragments d'habitats entourés par des terres agricoles sont de plus en plus prépondérants dans le paysage québécois, il est important de mieux comprendre leur utilisation par le Grand Pic, et ce, notamment à sa limite nord de répartition, soit en forêt boréale. Dans la MRC Abitibi-Ouest, c'est jusqu'à 62 % du territoire qui est attribuable aux zones agricoles en 2017 (Systèmes Sphinx et GIPTAAQ 2017).

Notre étude prend donc forme dans un contexte où la forêt boréale résiduelle des paysages agricoles est plus morcelée et moins connectée que celle observée en paysages forestiers aménagés. En effet, la conversion des terres en champs agricoles crée une matrice plus hostile aux déplacements des oiseaux forestiers, dont les pics. Nous déterminerons comment la perte de connectivité affecte la nidification et l'alimentation du Grand Pic dans les forêts résiduelles âgées. Ces connaissances de l'occupation de l'habitat par le Grand Pic en zone agricole permettront de statuer sur la valeur écologique des bois fragmentés pour cette espèce, mais également pour l'ensemble de la faune cavicole étant donné son rôle d'espèce parapluie (Cadieux et al., en révision).

0.2 Portrait des terres agricoles

Les terres converties pour l'agriculture sont généralement permanentes dans le paysage, c'est-à-dire qu'elles reviendront difficilement à l'état d'une forêt, puisque

ces terres sont bien souvent réutilisées année après année. De plus, les terres agricoles du Québec, notamment en Abitibi, sont de plus en plus convoitées par des acheteurs étrangers dues à une importante réduction de la disponibilité de terres arables à l'échelle planétaire (RadioCanada 2013, Desmarteau 2016). Cette réduction est causée par divers facteurs et processus écologiques tels que la dégradation des sols arables, la déforestation et l'utilisation intensive d'engrais (Jie et al. 2002). En Amérique du Nord, l'Abitibi-Témiscamingue est reconnue comme étant l'une des réserves les plus importantes de terres arables (MAPAQ 2017). La plupart des terres achetées ont été vouées à devenir des monocultures et le défrichement de nouvelles terres est en augmentation en Abitibi-Témiscamingue. Par ailleurs, au Québec, il y a une proportion importante de terres agricoles en friche, laissées à l'abandon pour une durée indéterminée. En 2008, ces friches représentaient en superficie plus de 100 000 ha à l'échelle du Québec (Voulligny et Gariépy 2008). Ces friches peuvent redevenir une forêt, après plusieurs années, en fonction de leur état ainsi que de facteurs biotiques et abiotiques de l'environnement (Âge de la friche, qualité du sol, anciennes utilisations du terrain, climat, etc) (Voulligny et Gariépy 2008). Bien que la proportion de terres en friche en Abitibi-Ouest semble être élevée, cette proportion n'est pas clairement définie (Voulligny et Gariépy 2008, Grenier et al. 2015). Une méthode de restauration écologique par reboisement est utilisée pour permettre la reprise de forêts sur ces terres abandonnées (Voulligny et Gariépy 2008).

0.3 Caractéristiques de la forêt boréale mixte de l'est du Canada

La forêt boréale de l'Abitibi-Ouest n'est plus ce qu'elle était avant la colonisation. Alors que jadis, les espèces résineuses telles que l'épinette blanche et l'épinette noire dominaient le paysage, c'est maintenant au peuplier faux-tremble de le dominer depuis plusieurs décennies (Marchais 2017). Dans l'est de l'Amérique du Nord, la longévité du peuplier est estimée à 80 ans. Des cohortes successives lui permettent de se régénérer et de produire une grande quantité de chicots (Côté et al. 2009). Les

perturbations naturelles, comme les feux et les épidémies, ainsi que les perturbations de nature anthropique, telles que les coupes forestières et l'agriculture, sont à l'origine de ces changements dans le paysage forestier boréal depuis la colonisation de cette région de l'est de l'Amérique du Nord (Bergeron et al. 2002, Marchais 2017). Le rajeunissement de la mosaïque forestière associé à une augmentation de forêts de début de succession, la rareté de peuplements âgés et la fragmentation des habitats sont également attribuables à l'aménagement forestier par rendement soutenu à courte révolution en forêt boréale (Gauthier et al. 1996, Drapeau et al. 2000, Bergeron et al. 2002). Les espèces associées à la forêt boréale semblent avoir un certain niveau de tolérance à la fragmentation, en co-évoluant au sein de la forêt dynamisée par les régimes de perturbations naturelles (Schmiegelow et al. 1997, Drapeau et al. 2000, Vaillancourt et al. 2009). Toutefois, la perte de vieilles forêts et la fragmentation de ce type d'habitat constituent des enjeux importants et actuels qui menacent d'extinction plusieurs organismes à différentes échelles. Les organismes associés à certains des attributs de la forêt âgée, tels que les gros arbres sénescents et morts, y sont notamment menacés (Virkkala et al. 1993, Andrén 1994). Il est important de définir la forêt âgée, qui se caractérise par un recrutement des tiges de sous-étage à l'intérieur de la canopée, au moment où les arbres constituant la cohorte de post-perturbation commencent à mourir (Kneeshaw et Gauthier 2003).

0.4 Réseau complexe d'utilisateurs de cavités

En plus d'être à la base de la chaîne alimentaire pour une multitude d'organismes, dont plusieurs champignons et insectes saproxylophages (Berg et al. 1994, Saint-Germain et al. 2004), les arbres sénescents et morts présents dans les forêts âgées sont à la base d'un réseau complexe d'utilisateurs de cavités (Martin et Eadie 1999). Ils constituent la ressource primaire pour la formation de ces cavités qui, en forêt boréale, sont principalement réalisées par les oiseaux excavateurs (Grand Pic, Pic flamboyant, Pic maculé, Pic mineur, Pic chevelu, Sittelle à poitrine rousse, Mésange à

tête noire) (Martin et al. 2004, Cooke et Hannon 2012, Cadieux 2011, 2017). En effet, très peu de cavités résultent d'un processus naturel de dégradation du bois, contrairement à ce qui a cours dans d'autres écosystèmes forestiers (Cockle et al. 2011, Cockle et al. 2012). Les cavités excavées par les pics sont également utilisées par des utilisateurs secondaires (Écureuil roux, Grand polatouche, Quiscale bronzé, Petite nyctale, Garrot à œil d'or, Harle couronné, Canard branchu) pour leur nidification ou comme gîte. Plusieurs liens complexes mettent en relation les différentes espèces utilisatrices de cavités (Cadieux 2011, 2017). Les cavités forment donc la ressource principale au cœur des relations inter et intraspécifiques de ce réseau d'utilisateurs de cavités (Bonar 2000). L'apparition annuelle de cavités fraîchement excavées est très importante puisque celles-ci sont préférées et davantage sélectionnées par les utilisateurs secondaires que celles plus âgées (Aitken 2002, Cadieux 2017). Ainsi, le processus d'excavation de cavités est un élément clé pour le maintien de la communauté cavicole qui en dépend (Martin et Eadie 1999).

0.5 Sélection d'habitats

Divers facteurs reliés aux caractéristiques de l'habitat et à la structure physique du paysage forestier peuvent influencer la présence des excavateurs de cavités dans un habitat (Martin et Eadie 1999, Cadieux 2017). Un habitat peut devenir inadéquat pour le maintien d'une espèce cavicole, voire indisponible pour celle-ci selon la nature de ces facteurs. L'écologie d'une espèce (ex. domaine vital, capacité de déplacement) et ses besoins en termes de qualité d'habitat (ex. présence de peupliers faux-trembles de gros diamètre) peuvent jouer un rôle déterminant dans la sélection de l'habitat pour se reproduire et s'alimenter (Schmiegelow et Mönkkönen 2002). De plus, le taux d'occupation d'un habitat donné par une espèce peut être défini par ses activités de nidification et d'alimentation.

0.5.1 Caractéristiques de l'habitat de qualité des picidés

Les excavateurs primaires sont considérés, pour la plupart, comme des espèces spécialistes d'un type d'habitat spécifique pour leur nidification et présentent ainsi des exigences écologiques en termes de composition de la forêt et de l'état des arbres de nidification (état de dégradation, âge, essence) (Mikusiński et al. 2001). Plus spécifiquement, en forêt boréale de l'est de l'Amérique du Nord, les utilisateurs de cavités sont principalement associés aux peuplements âgés de forêt mixte composés de peupliers faux-trembles sénescents (Cadieux 2017). L'arbre à cavité sélectionné par les pics, qui sont les principaux pourvoyeurs de cavités, est préférentiellement le peuplier faux-tremble, qui a fréquemment un cœur ramolli par la carie blanche (*Phellinus tremulae*) un champignon polypore (Jackson et Jackson 2004, Savignac et Machtans 2006, Cadieux 2011). Cela leur permet d'excaver seulement l'ouverture de la cavité, sans avoir à donner trop d'effort pour l'excavation de l'intérieur de celle-ci (Bull et Jackson 2011). De plus, des travaux récents révèlent que les pics sélectionnent des caractéristiques distinctes quant à leur substrat d'alimentation (Ex. État de dégradation), en forêt boréale (Nappi et al. 2015).

0.6 Importance du Grand Pic en forêt boréale mixte

Le rôle du Grand Pic au sein du réseau d'utilisateurs de cavités est bien représenté par la définition d'espèce clé de voûte, soit une espèce ayant un effet démesuré dans son environnement, entraînant des changements majeurs suite à son accroissement ou à sa perte pour la survie ou l'abondance d'une ou plusieurs autres espèces (Terborgh 1986). En effet, le Grand Pic, considéré comme l'excavateur de plus grande taille en Amérique du Nord (Bull et Jackson 1995), crée une compétition entre les utilisateurs secondaires pour l'accès aux cavités qu'il crée. Ses cavités sont plus grandes et moins nombreuses que celles excavées par les autres pics (Bonar 2000, Aitken 2002). La taille d'un utilisateur secondaire peut donc être un facteur qui limite la recherche de

cavités potentielles. Les utilisateurs secondaires associés aux cavités de Grand Pic en forêt boréale sont le Garrot à œil d'or, le Harle couronné, le Canard branchu et la Petite nyctale (Cadieux 2017). Cette compétition serait probablement due au fait que les grandes cavités procurent plusieurs avantages pour ces utilisateurs; une chambre avec plus d'espace permettant une plus grande couvée (Stewart et Robertson 1999), une meilleure aération et évacuation de la chaleur (Alatalo et al. 1988) et une réduction de compétition pour l'espace dans le nid (Aitken 2002). De plus, le double rôle du Grand Pic comme espèce clé et parapluie a été démontré en forêt boréale continue (Cadieux, 2017). Le concept d'espèce parapluie se base sur la prémisse que la conservation de l'habitat d'une espèce parapluie permettra de conserver du même coup un large éventail d'espèces cooccurrentes dans le milieu (Lambeck 1997, Roberge et Angelstam 2004). Le Grand Pic a présenté toutes les caractéristiques décrivant une espèce parapluie, soit une spécificité à l'habitat, une sélection similaire voire plus exigeante des ressources à celles sélectionnées par les autres espèces de pics et une cooccurrence en présence des autres espèces dans l'habitat (Cadieux 2017). Toutefois, le potentiel de l'espèce à jouer ce rôle d'espèce parapluie est peu connu dans les petits fragments de forêt boréale âgée. L'intérêt est grandissant quant à l'utilisation de ce concept comme outil de planification de la conservation des habitats (Angelstam et Andersson 2001, Fleishman et al. 2001, Roberge et Angelstam 2004), chez des espèces dont les besoins écologiques sont similaires.

0.6.1 Nidification et alimentation du Grand Pic

Le Grand Pic se distingue des autres picidés en forêt boréale mixte puisqu'il est le seul à nécessiter des arbres âgés de grand diamètre pour sa nidification et son alimentation (Gasse 2007). En effet, en plus d'être essentiels à l'excavation de grandes cavités, les arbres de fort diamètre sont davantage sélectionnés et même réutilisés par le Grand Pic pour son alimentation que les arbres de petite taille (Flemming et al. 1999, Bonar 2001, Lemaître et Villard 2005). Par ailleurs, l'étude de Bonar (2001), lancée en Alberta, a montré une différence dans les habitudes

alimentaires du Grand Pic entre les saisons d'été et d'hiver. Plus spécifiquement, son étude montre que la proportion d'essences feuillues utilisées pour l'alimentation du Grand Pic est plus importante durant la saison d'été que la saison d'hiver. Toutefois, les essences résineuses seraient moins utilisées en été, comparativement à la saison hivernale (Bonar 2001). Pour ce qui est de la nidification, le Grand Pic excave une cavité pour sa reproduction lors de la saison d'été ainsi que différentes cavités utilisées comme gîte lors de ces grands déplacements. Lors de la saison hivernale, le Grand Pic utilise différentes cavités excavées comme gîte (Bull 1987). Ainsi, l'habitat recherché l'été par le Grand Pic pour son alimentation et sa nidification semble légèrement différent de celui recherché l'hiver. En Abitibi-Ouest, lors de la saison d'été, le peuplier faux-tremble et le sapin baumier sont les espèces d'arbres les plus utilisées pour l'alimentation du Grand Pic (Nappi et al. 2015). Parmi les arbres vivants de gros calibre, Gasse (2007) a observé que les conifères sont préférés aux feuillus pour l'alimentation dans cette région, ce qui serait probablement lié au fait que l'écorce des conifères est plus tendre que celle des feuillus. Gasse (2007) souligne qu'en été, le Grand Pic préfère s'alimenter sur des essences résineuses que sur des essences feuillues lorsque les deux types d'essences sont à proximité. Les fourmis charpentières, qui représentent la source première de nourriture recherchée par le Grand Pic (Flemming et al. 1999), utilisent les arbres de grande taille sur une plus longue période que les arbres à petit diamètre (Buff et Torgersen 1995). Ces fourmis colonisent le bois sur divers stades de dégradation, dont les arbres vivants et les chicots (Sanders 1964).

Par ailleurs, les résultats préliminaires d'une étude en forêt boréale de l'Abitibi-Ouest suggèrent que la distribution de marques d'alimentation du Grand Pic soit influencée par l'âge moyen de la forêt dans un rayon de 900 m (250 ha). Ces résultats proviennent d'une analyse de modèle comparant chaque pixel à ses plus proches voisins, basée sur des données empiriques prises en Abitibi-Ouest (Cadieux 2017; Information partagée; Gasse, 2007). En effet, dans le secteur agricole de cette région, où la forêt est fortement fragmentée, les marques d'alimentation de Grand Pic étaient

presque absentes (Gasse, 2007). En forêt boréale, le temps de régénération des peuplements est estimé à plus de 80 ans, avant que ceux-ci puissent être exploitables par le Grand Pic; c'est-à-dire pour l'obtention d'arbres morts et sénescents, possédant un diamètre adéquat pour son alimentation (> 20 cm DHP) et son excavation (> 40 cm DHP) (Cadieux 2011, Cadieux et Cheveau En préparation). Les forêts de plus de 80 ans sont associées à une présence plus importante d'arbres morts et sénescents de gros diamètre, possédant un état avancé de décomposition. Toutefois, s'il y a présence d'arbres sénescents ou morts de grand diamètre, l'espèce peut se retrouver dans des forêts un peu plus jeunes (Aubry et Raley 2002). Les substrats d'alimentation et de nidification pourraient ainsi être des éléments limitants à la sélection d'habitats selon l'espèce (Imbeau et Desrochers 2002, Cadieux 2017). En plus du diamètre moyen, de la composition et de l'âge du peuplement (Cadieux 2017), la hauteur, fortement reliée au DHP, serait aussi considérée comme une variable indicatrice de l'habitat de qualité du Grand Pic (Bonar 2001).

0.7 Fragmentation de l'habitat et connectivité

En forêt boréale, la fragmentation de l'habitat au sens général est associée à la perte nette d'habitats. Elle est associée également à la modification de sa configuration spatiale ainsi que de son organisation en un réseau d'habitats résiduels, enclavés dans une matrice transformée par l'activité agricole et l'exploitation forestière intensive (Gauthier et al. 1996, Drapeau et al. 2000, Bergeron et al. 2002). Une des conséquences de cette fragmentation est la perte de connectivité qui correspond à un changement de configuration spatiale des habitats dans le paysage. Cette perte peut entraîner l'isolement des habitats les uns par rapport aux autres, dû notamment à leur taille ainsi qu'à la distance qui les sépare. Le rôle crucial de l'isolement dans la dynamique de populations ou communautés occupant des environnements fragmentés a été appuyé par plusieurs modèles théoriques, ainsi que plusieurs études empiriques

(Opdam et Schotman 1987, Andrén 1994, Schmiegelow et al. 1997, Kouki et Väinänen 2000). La théorie de la biogéographie des îles en est un exemple où les parcelles d'habitat isolées et de petites tailles devraient renfermer un nombre réduit d'espèces; l'immigration d'espèces ce faisant plus difficile due notamment au manque de ressources et au coût énergétique lié au déplacement.

Une parcelle d'habitat est considérée comme isolée lorsqu'elle est totalement entourée de non-habitat, c'est-à-dire de milieux ne possédant pas les attributs d'habitat pour la reproduction et l'alimentation d'une espèce, tels que des terres agricoles dans le cas des oiseaux cavicoles. Un habitat peut également être reconnu comme isolé s'il est entouré d'un type de végétation différent ou variant quant à son âge, par exemple un fragment de forêt âgée entouré de forêts en régénération ou de jeunes forêts (Lindenmayer et Franklin 2002, Rompré et al. 2010). La perte de connectivité influence la dynamique des populations en contraignant la distribution des espèces ou en compliquant leurs mouvements d'une forêt à l'autre, augmentant ainsi leur risque de mortalité (Taylor et al. 1993, Desrochers et Hannon 1997, Norris et Stutchbury 2001, Vaillancourt et al. 2009, Melles et al. 2012, Vergara et al. 2015).

La connectivité entre les habitats dans un paysage se distingue en deux composantes; l'une structurelle et l'autre fonctionnelle. La connectivité structurelle réfère à la configuration spatiale des divers types d'habitats ou d'éléments faisant partie du paysage. Elle se calcule à partir de mesures structurales qui quantifient la forme, la taille et la localisation des habitats comme la distance au plus proche voisin ou à un massif d'habitats (Crooks et Sanjayan 2006, Melles et al. 2012). Elle réfère donc à la connexion physique des habitats. En comparaison, la connectivité fonctionnelle relie les mesures structurales aux capacités de mouvements et de dispersion des espèces entre les habitats fragmentés. Elle est mesurée au moyen d'indices issus de la théorie des graphes qui relie des parcelles d'habitat entre elles par des distances

euclidiennes (Keitt et al. 1997, Tischendorf et Fahrig 2000, Urban et Keitt 2001, O'Brien et al. 2006, Fischer et Lindenmayer 2007). Ainsi, des habitats se trouvant à l'intérieur des capacités de déplacements d'une espèce seront connectés les uns aux autres. La connectivité fonctionnelle est reconnue pour être plus difficilement mesurable que la connectivité structurelle puisqu'elle nécessite des informations et des données sur la capacité de mouvements des organismes cibles (Crooks et Sanjayan 2006, Melles et al. 2012).

Chez les oiseaux, la taille du domaine vital des espèces ainsi que leur statut, soit migrant ou résident permanent, permettent d'évaluer la quantité d'habitats propices requise pour combler leurs besoins pour l'alimentation et la nidification. Cinq des sept espèces de picidés présentes dans notre région d'étude ont un statut de résidant. La taille de leurs domaines vitaux varie d'une espèce à l'autre; le Grand Pic variant de 171 à 312 ha (Savignac 1996), le Pic maculé de 0.6 à 6 ha (Howell 1952), le Pic mineur de 0.5 à 12 ha (Jackson et Ouellet 2002), le Pic chevelu de 2.4 à 3.6 ha (Thomas 1979), le Pic à dos rayé de 50 à 300 ha (Imbeau et Desrochers 2002), le Pic à dos noir de 20 à 150 ha (Nappi et Drapeau 2009, Tremblay et al. 2010) et le Pic flamboyant variant de 5 à 109 ha (Elchuck et Wiebe 2003).

Dans cette étude, les champs agricoles sont considérés comme des territoires inhospitaliers pour le Grand Pic, de même que les jeunes forêts de moins de 50 ans ne possédant que des arbres de faible diamètre (< 20 cm DHP). Dans la région de l'Abitibi-Ouest, il faut rappeler que la conversion des terres en culture agricole est considérée comme l'une des principales causes de fragmentation de l'habitat du Grand Pic.

0.7.1 Les oiseaux forestiers et la fragmentation du paysage

Certaines études viennent souligner l'importance de massifs forestiers à proximité des fragments d'habitat afin de subvenir au maintien et à la stabilité des populations qui occupent ces fragments forestiers (Donovan et al. 1995). Par exemple, dans le sud de

l'Ontario, il a été démontré que la présence de grandes étendues de forêt mature permet le maintien de populations d'oiseaux forestiers qui occupent des fragments de forêts de petite taille. Ces derniers sont considérés comme des habitats puits en milieu agricole suburbain (Burke et Nol 2000). Dans cette étude, la taille de l'habitat a été un facteur déterminant pour la sélection d'habitats de ces populations. Un autre exemple montre que l'isolement de la forêt mature résiduelle en paysage aménagé de la pessière à mousses en Abitibi-Témiscamingue a entraîné une baisse d'abondance et d'activité de reproduction de certaines espèces aviaires spécialistes associées à ce type de forêt (Leboeuf 2004). En effet, la distance critique entre les fragments de forêt âgée et le massif forestier a été évaluée comme étant entre 10 et 30 km (Leboeuf 2004, Vaillancourt et al. 2009). Dans le domaine de la pessière noire à mousses, il y a très peu de terres ayant été converties en zone agricole (Gagnon 2004). Dans cet exemple, les fragments de forêt âgée mixte ou résineuse se retrouvent isolés dans une matrice de forêts dominées par l'épinette noire (Cadieux 2017) et par les coupes forestières. D'un autre côté, Kamnyev (2013) a étudié l'influence de la taille des bois et de leur isolement sur l'occupation du Grand Pic dans un paysage agricole à proximité de milieux urbains dans de 37 fragments forestiers matures. La taille variait de 1,10 à 856,63 ha. L'isolement a été évalué par un indice basé entre autres sur la distance du fragment à la forêt mature la plus proche. La taille des habitats ainsi que leur isolement n'ont eu aucun effet sur la nidification de l'espèce dans cette région.

D'autres études ont également été réalisées dans le but de mieux comprendre l'impact de la fragmentation et de la perte de connectivité sur la dynamique des oiseaux forestiers (Schmiegelow et al. 1997, Bélisle et al. 2001, Gobeil et Villard 2002, Schmiegelow et Mönkkönen 2002, Lampila et al. 2005), dont quelques-unes portaient spécifiquement sur les espèces cavicoles (Aitken 2002, Cornelius et al. 2008, Kamnyev 2013, Vergara et al. 2015). Une étude réalisée en Colombie-Britannique a montré que l'abondance et le taux d'occupation de nids des oiseaux cavicoles étaient plus élevés en forêt âgée de tremble naturellement fragmentée (taille 0.05-3.5 ha) (35-

44 %) qu'en forêt mixte continue (taille > 100 ha) (9-10 %) (Aitken 2002). De plus, le Pic flamboyant est l'espèce qui a présenté l'abondance de nids la plus élevée parmi les excavateurs de cavités en forêt fragmentée. Toutefois, aucun nid de Pic flamboyant n'était présent en forêt continue. Les fragments étaient entourés de prairies, l'habitat idéal pour l'alimentation de cette espèce. D'un autre côté, le Grand Pic était presque absent de cette région d'étude. Aitken (2002) suggère que le potentiel de nidification des oiseaux cavicoles à l'intérieur d'un site serait davantage indiqué et reflété par les caractéristiques d'habitats à grande échelle (ex. la distance à un peuplement de qualité pour s'alimenter), qu'à une échelle fine (l'échelle de l'arbre à cavité ou de la cavité elle-même).

0.7.2 Le Grand Pic et la connectivité fonctionnelle

Le Grand Pic a la capacité de s'adapter à la fragmentation de la forêt mature. Bien que le Grand Pic utilise rarement les parterres de coupes et les parterres en régénération, il a été observé en train de s'alimenter à l'intérieur de coupes forestières (Conner 1980, Mellen et al. 1992, McClelland et McClelland 1999). Sa nidification à proximité de coupes totales, à l'intérieur de séparateurs de coupes, a également été observée (Ouellet-Lapointe et al. 2012). Toutefois, la capacité du Grand Pic à occuper des bois fragmentés pourrait être liée à la configuration et à la connectivité des fragments d'habitat du Grand Pic à l'échelle du paysage. Il n'existe pas à notre connaissance d'études qui ont analysé l'occupation des habitats par le Grand Pic en fonction de leur connectivité fonctionnelle et structurelle en forêt boréale. Dans l'Ouest canadien, le domaine vital du Grand Pic comprend plusieurs parcelles distinctes d'habitat (Bonar 2001). Selon cette étude toutefois, les milieux ouverts, soit des coupes récentes sans arbre résiduel, se trouvant à une distance de plus 50 m d'un peuplement de forêt auraient été évités par le Grand Pic pour s'alimenter. En Fennoscandinavie, une espèce semblable au Grand Pic en termes d'exigences écologiques, le Pic noir, a également utilisé plusieurs parcelles d'habitats en forêt aménagée notamment pour s'alimenter (Tjernberg et al. 1993, Schmiegelow et Mönkkönen

2002). Certaines études affirment toutefois que plus de 100 ha de forêt mature seraient nécessaires au maintien du Grand Pic dans un habitat (Thomas 1979, Morrison et Chapman 2005), ce qui sous-entend que l'espèce n'utiliserait qu'une parcelle d'habitat.

Gil-Tena et al. (2013) ont montré l'influence de la perte de connectivité fonctionnelle sur la dispersion et la nidification de deux espèces de pics en Catalogne. Ces recherches leur ont permis de constater que la perte de disponibilité et d'accessibilité de l'habitat influençait significativement les déplacements des deux espèces; l'une étant migratrice et l'autre résidente permanente. Ce résultat explique donc notre intérêt pour l'utilisation de mesures de connectivité fonctionnelle dans la compréhension de l'occupation des habitats pour les espèces cavicoles dans notre région d'étude.

0.8 Objectifs de l'étude

Ce mémoire a pour objectif principal de comprendre comment l'occupation de l'habitat par le Grand Pic est affectée par l'isolement des forêts résiduelles dans les parcelles de forêts âgées d'un paysage agricole de la région de l'Abitibi-Ouest. Plus spécifiquement, cette étude vise à évaluer l'importance relative des conditions locales de l'habitat, de la quantité de forêts et de la composition forestière adjacente aux forêts fragmentées, de même que l'importance de la configuration spatiale (connectivité fonctionnelle et structurelle) de l'habitat sur la reproduction et l'activité alimentaire du Grand Pic dans les forêts âgées résiduelles de la matrice agricole. Nous émettons l'hypothèse que ce paysage, dominé par les champs agricoles, est plus hostile aux mouvements des oiseaux forestiers que ce n'est le cas dans les paysages naturels ou aménagés pour la récolte de bois (Drapeau et al. 2000; Ouellet-Lapointe et al. 2012).

CHAPITRE I

LA CONNECTIVITÉ DE L'HABITAT DU GRAND PIC (*DRYOCOPUS PILEATUS*) FAVORISE-T-ELLE SON OCCUPATION DANS UN PAYSAGE AGROFORESTIER BORÉAL?

Annick Antaya^{1,2}, Pierre Drapeau^{1,2}, Alain Leduc^{1,2}, Louis Imbeau^{2,3} et Philippe Cadieux^{1,2}

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

1.1 Résumé

Le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) est un oiseau cavicole qui apparaît s'accommoder de la fragmentation de son habitat, tant en forêt tempérée que boréale. Toutefois, cette fragmentation entraîne parfois des conséquences non-négligables sur la configuration spatiale (perte de connectivité et isolement accru) de la forêt fragmentée. Or, la réponse du Grand Pic à la configuration spatiale de la forêt fragmentée dans les paysages aménagés demeure peu documentée. Cette réponse peut s'exprimer par une capacité réduite des individus à se déplacer entre les parcelles de forêts résiduelles, menant à leur inoccupation même si les conditions locales de l'habitat s'avèrent propices à son établissement. L'objectif de cette étude est d'évaluer la variation de l'occupation des habitats par le Grand Pic en fonction des attributs locaux des forêts résiduelles (composition, structure diamétrale et dégradation des arbres), du contexte adjacent de ces forêts (quantité de forêts et composition forestière) et de leur connectivité (structurelle et fonctionnelle) dans un paysage boréal fragmenté par l'agriculture. Pour y répondre, nous avons effectué une recherche systématique de cavités de nidification et de marques d'alimentation, ainsi qu'un inventaire exhaustif de la végétation dans 37 forêts résiduelles (taille allant de 10 à 180 ha) de la plaine agricole en Abitibi-Ouest, Québec. Une approche de sélection de modèles de régressions linéaires comportant des variables locales d'habitat, des variables du contexte adjacent aux sites ainsi que des mesures de la connectivité structurelle et fonctionnelle a permis de comparer les modèles à partir du critère d'information d'Akaike. Tous nos sites échantillonnés comptaient des marques récentes et anciennes d'alimentation. Nos analyses ont révélé que l'abondance de marques d'alimentation du Grand Pic montrait une association positive avec la densité d'arbres sénescents et morts de fort diamètre (> 25 cm). Ces analyses indiquent également que l'abondance de marques d'alimentation augmente avec d'une part la quantité de forêts propices au Grand pic qui se trouve dans un rayon de 1 km en partant du centre des forêts résiduelles et d'autre part, la proportion de peuplements résineux agglomérés à ces forêts. Toutefois, l'abondance des marques d'alimentation n'est pas influencée par la configuration spatiale des habitats résiduels (connectivité). Ainsi, contrairement à notre hypothèse, les habitats dont la distance est à l'intérieur de la capacité de mouvements journaliers (petites agglomérations) et saisonniers (grandes agglomérations) du Grand Pic (connectivité fonctionnelle) n'étaient pas davantage utilisés pour l'alimentation que ceux qui l'excédaient et qui étaient davantage isolés. D'autre part, 9 des 37 forêts échantillonnées comptaient des cavités de nidification excavées par le Grand Pic dont seulement une était occupée par le Grand Pic. Bien que l'effectif de cavités de nidification soit trop faible pour effectuer des analyses, ce

résultat suggère que les forêts isolées par l'agriculture sont peu utilisées par le Grand Pic pour sa nidification. Le Grand Pic est donc sensible à la variation des conditions environnementales locales de son habitat et au contexte forestier environnant ce dernier, mais il n'occupe pas davantage les sites qui sont connectés fonctionnellement à l'intérieur d'une distance de trouée de 1 km. Dans une perspective d'aménagement durable du territoire forestier, nos résultats montrent que les forêts mixtes dominées par le peuplier faux-tremble de la zone agricole du nord-ouest de l'Abitibi ont une valeur écologique importante pour l'alimentation du Grand Pic, même si peu de cavités de nidification y ont été retrouvées. Ceci suggère une densité plus faible de Grands Pics et un possible accroissement de leurs domaines vitaux dans la matrice dominée par l'agriculture.

Mots clés : Pucidés, nidification, alimentation, cavités de nidification, marques d'alimentation, matrice agricole, perte nette de forêt âgée, isolement de la forêt âgée, connectivité structurelle et fonctionnelle

1.2 Introduction

Les forêts privées au Québec sont souvent enclavées dans des environnements où l'usage des terres a été converti à des fins agricoles, résidentielles ou urbaines. Ces forêts, pour la plupart de petite taille (< 50 ha), renferment une faible superficie de forêts âgées (> 70 ans) (FPFQ 2015). Les forêts âgées sont reconnues pour abriter une multitude d'espèces dépendantes d'arbres de fort diamètre (> 25 cm de DHP) sénescents et morts pour leur reproduction et leur alimentation (Raphael et White 1984, Berg et al. 1994, Stokland et al. 2012, Nappi et al. 2015). Elles permettent pour la plupart un recrutement constant de gros arbres présentant divers stades de dégradation (Kneeshaw et Gauthier 2003, Cadieux 2017). Or, la faible proportion de forêts privées âgées (FPFQ 2015) pose la question du maintien à long terme d'espèces associées à cet attribut structurel clé dans les forêts âgées.

Spécialiste de la forêt âgée, le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) est un oiseau cavicole, membre de la famille des picidés, qui exerce un rôle clé de pourvoyeur de cavités au sein de l'écosystème forestier au Québec (Conner 1980, Cadieux 2017). Il est considéré comme une espèce clé de voûte pour ses excavations de cavités de grandes tailles dans les arbres et leur utilisation par un grand nombre d'espèces caviholes dont les hiboux, le Grand polatouche, l'Écureuil roux, les canards arboricoles et la Crécerelle d'Amérique (Cadieux 2011, Cadieux 2017). En forêt boréale, le temps de maturation des peuplements forestiers avant que leurs arbres puissent être excavés par le Grand Pic est estimé à plus de 80 ans (Cadieux 2011, Cadieux et Cheveau En préparation). Toutefois, s'il y a rétention d'arbres sénescents ou morts de grand diamètre dans de vieilles coupes, l'espèce peut se retrouver dans des forêts plus jeunes (Aubry et Raley 2002). Les vingt dernières années de recherche dans la région de l'Abitibi ont permis d'identifier et de décrire l'habitat du Grand Pic pour sa reproduction et son alimentation (Gasse 2007, Drapeau et al. 2009, Ouellet-Lapointe 2010, Cadieux 2011, Nappi et al. 2015, Plouffe-Leboeuf 2016, Cadieux 2017, Duranleau 2018). Cet oiseau résidant privilégie les grandes étendues de forêts mixtes

renfermant des arbres morts et sénescents de grand diamètre. En forêt boréale mixte, la composition en essences de la forêt influence l'occupation d'habitat du Grand Pic, notamment la présence de peupliers faux-trembles de fort diamètre qui jouent un rôle clé pour cette espèce comme arbres à cavités de reproduction (Cadieux 2011, Cadieux 2017) et arbres d'alimentation (Gasse 2007, Nappi et al. 2015). De plus, le sapin baumier et l'épinette blanche sont des espèces résineuses très convoitées pour son alimentation (Gasse 2007). Cet oiseau se nourrit principalement de fourmis charpentières se retrouvant dans des tunnels au creux de ces gros arbres (Sanders 1964, Flemming et al. 1999). Au Québec, son domaine vital est estimé entre 171 et 312 ha selon Savignac (1996), mais il peut être beaucoup plus grand selon la région où il se trouve (Renken et Wiggers 1989, Mellen et al. 1992, Bull et Holthausen 1993, Bonar 2001). Bien qu'il présente une vulnérabilité aux changements de composition et de structure de la forêt naturelle, le Grand Pic, tout comme les autres membres de la famille des picidés (Imbeau 2001, Schmiegelow et Mönkkönen 2002, Mikusiński 2006, Virkkala 2006), est connu pour avoir une certaine capacité à tolérer l'ouverture du couvert forestier (Bonar 2001, Gaines et al. 2003). Cette tolérance est partagée par plusieurs espèces d'oiseaux associées à la forêt boréale qui ont co-évolué au sein d'une forêt dynamisée par les régimes de perturbations naturelles (Schmiegelow et al. 1997, Drapeau et al. 2000, Vaillancourt et al. 2009, Drapeau et al. 2016). La fragmentation de l'habitat d'une espèce incorpore, au sens large, sa perte nette, la modification de sa configuration spatiale de même que la détérioration de sa qualité due à l'activité agricole et l'exploitation forestière intensive (Gauthier et al. 1996, Drapeau et al. 2000, Bergeron et al. 2002). Une des conséquences du changement de configuration spatiale d'un couvert forestier fragmenté est la perte de connectivité entre les forêts résiduelles dans le paysage. Cette perte de connectivité isole ces forêts les unes par rapport aux autres. Elle influence la dynamique des populations en contraignant la distribution des individus ou en compliquant leurs mouvements d'une forêt à l'autre, augmentant ainsi leur risque de mortalité (Taylor et al. 1993, Desrochers et Hannon 1997, Norris et Stutchbury 2001, Vaillancourt et al.

2009, Melles et al. 2012, Vergara et al. 2015). Plusieurs études pointent vers le fait que la conservation des populations biologiques qui vivent dans les forêts fragmentées des paysages anthropiques (agricoles, résidentiels ou urbains) passe par le maintien de la connectivité entre ces forêts (Taylor et al. 1993, Bélisle et al. 2001, Gobeil et Villard 2002) et des habitats sources (des massifs de forêts continues) à l'échelle régionale (Kouki et Väänänen 2000, Vaillancourt et al. 2009). La connectivité entre les habitats d'une espèce dans un paysage aménagé se définit en deux composantes; l'une structurelle et l'autre fonctionnelle. La connectivité structurelle réfère à la configuration spatiale des divers types d'habitats ou éléments faisant partie du paysage. Elle se calcule à partir de métriques structurales qui décrivent la forme, la taille et la localisation des habitats. Par exemple, la distance d'une parcelle d'habitat au plus proche voisin ou à un massif d'habitats propices pour l'espèce et le nombre de lisières ou de parcelles d'habitats aux confins d'un site d'étude sont des métriques structurales (Crooks et Sanjayan 2006, Melles et al. 2012). Elle réfère à la connexion physique des habitats. En comparaison, la connectivité fonctionnelle incorpore la capacité de mouvement des espèces entre les habitats fragmentés et elle est mesurée au moyen d'indices basés, entre autres, sur la théorie des graphes (Urban et Keitt 2001). Ces indices relient les mesures structurales du paysage aux capacités de mouvements et de dispersion des espèces entre les habitats fragmentés ou à d'autres processus écologiques par l'utilisation de distances euclidiennes (Keitt et al. 1997, Tischendorf et Fahrig 2000, Urban et Keitt 2001, O'Brien et al. 2006, Fischer et Lindenmayer 2007). Ainsi, des habitats se trouvant à l'intérieur des capacités de déplacements d'une espèce seront connectés les uns aux autres. En d'autres mots, dans la majorité des cas, une connectivité fonctionnelle élevée vise à maintenir les déplacements d'espèces et indirectement, leurs fonctions écologiques (ex. production de cavités chez les pics qui servent aux autres espèces cavicoles qui ne font pas de cavités). La connectivité fonctionnelle est reconnue pour être plus difficilement mesurable que la connectivité structurelle (Fischer et Lindenmayer 2007) puisqu'elle incorpore à la fois des données sur la structure

spatiale des habitats dans le paysage ainsi que sur la capacité de mouvements et de déplacement des organismes cibles entre ces habitats (Melles et al. 2012).

Selon les travaux de Bonar (2001) en forêt boréale de l'ouest du Canada, bien que le Grand Pic soit sensible à la fragmentation de son habitat, il utilise plusieurs parcelles distinctes d'habitats pour son domaine vital dans une mosaïque forestière hétérogène de jeunes et vieux peuplements. Toutefois, pour s'alimenter, il évitait les milieux ouverts se trouvant à une distance de plus de 50 m d'un peuplement de forêt (Bonar 2001). Dans les forêts boréales aménagées de l'est du Canada, Ouellet-Lapointe et al. (2012) ont observé que le Grand Pic utilisait également les habitats résiduels linéaires des agglomérations de coupe de paysages aménagés, constitués d'une matrice dominée par de jeunes forêts et des parterres de coupes en régénération. Dans les paysages fragmentés par l'urbanisation, la plasticité comportementale du Grand Pic a permis à ce dernier d'incorporer plusieurs parcelles d'habitat dans son domaine vital (Tomasevic et Marzluff 2018). En milieu agricole, dans une étude portant sur l'occupation d'habitat par le Grand Pic dans 37 fragments forestiers matures dans l'état de l'Ohio, Kamnyev (2013) a montré que la taille et l'isolement des fragments forestiers matures n'ont eu aucun effet sur la nidification de l'espèce. La capacité du Grand Pic à s'accommoder à la fragmentation de son habitat pourrait toutefois dépendre du degré de connectivité structurelle ou fonctionnelle des fragments d'habitats à l'échelle du paysage. À notre connaissance, peu d'études ont analysé l'occupation des habitats par le Grand Pic en fonction de ces deux paramètres de configuration spatiale de son habitat en milieu fragmenté.

La présente étude vise à comprendre comment l'occupation de l'habitat par le Grand Pic au sein de parcelles de forêts âgées de la région de l'Abitibi-Ouest est affectée par l'isolement des forêts résiduelles. Ces dernières se retrouvent dans une matrice dominée par des champs agricoles (couvrant ~ 62 % du territoire) (Systèmes Sphinx et GIPTAAQ 2017), qui est plus hostile aux mouvements des oiseaux forestiers que ce n'est le cas dans les paysages naturels ou aménagés pour la récolte de bois

(Drapeau et al. 2000, Ouellet-Lapointe et al. 2012). Dans notre étude, nous évaluons d'abord si les forêts résiduelles de la matrice agricole ont des conditions d'habitat propices à l'alimentation et à la reproduction du Grand Pic en mesurant les effets des caractéristiques locales de l'habitat sur la nidification et l'alimentation de cette espèce. Nous mesurons par la suite comment la quantité de forêts, la diversité et la composition du couvert forestier, de même que sa configuration spatiale à l'échelle du paysage (connectivité structurelle et fonctionnelle de la forêt) affectent la distribution du Grand Pic dans les forêts résiduelles de la matrice agricole. Plus spécifiquement, nous posons les hypothèses suivantes : 1) les conditions locales des forêts résiduelles sont propices et exercent une influence sur leur occupation par le Grand Pic; 2) la connectivité fonctionnelle de l'habitat du Grand Pic dans la matrice agricole permet d'améliorer davantage sa prévision dans les forêts résiduelles (tant pour son alimentation que sa nidification), que ne le peuvent la quantité de forêts, la composition ou la connectivité structurelle du couvert forestier dans le paysage.

1.3 Méthodes

1.3.1 Aire d'étude

Notre étude a été conduite dans la portion sud de la forêt boréale du Québec, dans la région de l'Abitibi-Ouest, Canada (48° 25 to 49° 13' N; 78°55' to 79°68' W). L'étude a couvert un territoire de 5000 km² dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, situé dans la ceinture d'argile du Québec et de l'Ontario (Saucier et al. 1998, Harvey 1999). De basses collines rocheuses ainsi que des sols argileux dominent la région. Les dépôts d'argile qui caractérisent ces sols proviennent en partie du lac proglaciaire Barlow-Ojibway (Vincent et Hardy 1977, Harvey 1999). Le paysage de la région d'étude est caractérisé par une mosaïque hétérogène de peuplements forestiers décidus, mixtes et résineux composés du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), du bouleau blanc (*Betula papyrifera*), de l'épinette

noire (*Picea mariana*), du pin gris (*Pinus banksiana*), du sapin baumier (*Abies balsamea*) et de l'épinette blanche (*Picea glauca*) (Harvey 1999, Grondin 2003). Les principales perturbations naturelles présentes dans ce paysage sont les feux et les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) et de la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) (Morin et al. 1993, Grondin 2003). Le plus récent événement d'épidémie de tordeuse s'étend de la fin des années 1970 à 1987 (Bergeron et al. 1995), tandis que deux épisodes d'épidémies de livrée des forêts ont eu lieu au début des années 2000 (Moulinier et al. 2013, MFFP 2017a). Historiquement, plusieurs feux ont eu lieu dans la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet, située au sud de la région d'étude (Harvey 1999). Les feux les plus récents dans la région sont responsables de l'abondance de peuplements feuillus ou mixtes dominés par le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc (Grondin 2003). Ces essences de début de succession, tolérantes à la lumière, dominent les jeunes forêts et sont également présentes dans les vieilles forêts (Saucier et al. 1998, Grondin 2003). Les régimes de feux présentent toutefois des variations en termes de taille, de fréquence et de sévérité des feux (Bergeron et al. 1999). Ainsi, le paysage forestier renferme des peuplements qui varient sur un large éventail d'âges, soit de 53 à 237 ans (Dansereau et Bergeron 1993). Pour notre étude, dans la mesure du possible, les peuplements mixtes âgés de plus de 80 ans, dominés ou codominés par le peuplier faux-tremble seront étudiés (Cadieux 2017). Ces forêts sont en majorité sur des terres privées qui appartiennent à divers propriétaires (Côté et al. 2012). Les terres agricoles représentent une superficie de près de 540 km², équivalant environ à 10 % de la région d'étude.

.1.3.2 Méthodes

1.3.2.1 Détermination et cartographie de l'habitat propice du Grand Pic

Premièrement, nous avons déterminé les conditions d'habitat propices à l'occupation des peuplements forestiers par le Grand Pic dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc. Nous nous sommes basés sur les connaissances empiriques portant sur les arbres de nidification et d'alimentation, sélectionnés par les individus, dans les forêts mixtes de la MRC d'Abitibi-Ouest qui ont fait l'objet de travaux sur les picidés depuis 15 ans (Gasse 2007, Drapeau et al. 2009, Ouellet-Lapointe et al. 2012, Nappi et al. 2015). Les travaux récents de Cadieux (2017) réalisés en Abitibi ont montré que, pour sa nidification, le Grand Pic sélectionne fortement les vieux peuplements dominés et codominés par le peuplier faux-tremble ayant de grandes densités de gros arbres (de plus de 35 cm de DHP), d'arbres sénescents, d'arbres morts et d'arbres avec des carpophores de *Phellinus tremulae* (champignon qui cause la carie du cœur du tremble). De plus, ces travaux ont montré que pour son alimentation, le Grand Pic sélectionne les arbres morts résineux et décidus de grand diamètre (moyenne de 25,3 cm et de 26,9 cm) pour son alimentation (Gasse 2007, Nappi et al. 2015). Les essences de peuplier faux-tremble et de sapin baumier seraient celles étant les plus utilisées (Nappi et al. 2015). Partant de ces connaissances, nous avons retenu deux critères principaux pour présélectionner des habitats propices au Grand Pic dans notre région d'étude; une dominance ou codominance de peuplier faux-tremble de grand diamètre (> 50 % de surface terrière) et une hauteur spécifique de 12 m (associée à des arbres de grand DHP) dans des parcelles de forêt dont la superficie minimale est de 10 ha. Cette superficie a été déterminée en raison de la forte probabilité de retrouver une cavité de Grand Pic dans une forêt de cette taille en Abitibi (Cadieux 2017).

Deuxièmement, nous avons créé une carte des habitats propices des pics en Abitibi-Ouest, à l'aide du logiciel de géomatique Arc GIS version 10.5.1 (Cadieux 2017), en utilisant la carte écoforestière du 4^e décennal mise à jour en 2017 (incluant les coupes

forestières en terres privées les plus récentes) et en y associant les résultats des inventaires forestiers. Cette carte a conduit à présélectionner un grand lot de parcelles de forêts (> 1000) respectant nos critères d'arbres de nidification et d'alimentation utilisés par le Grand Pic dans la région d'étude (Cadieux 2017). Nous avons choisi de retirer les habitats de moins de 50 ans puisque ceux-ci ont une faible probabilité de contenir des arbres de grand diamètre. Afin d'évaluer comment la connectivité des habitats affecte leur occupation par le Grand Pic, la superficie des parcelles propices pour le Grand Pic que nous avons retenu sur notre territoire d'étude variait de 10 à 180 ha (Figure 1.1) (superficie majoritairement en dessous de celle du domaine vital de l'espèce en forêt continue : 171 à 312 ha) (Savignac 1996). Ainsi, le logiciel Arc GIS a permis de faire la présélection d'un grand lot d'habitats de Grand Pic à partir de la carte écoforestière 4^e décennal en utilisant plusieurs critères (Taille > 10 ha; Dominance ou codominance de peuplier faux-tremble (> 50 % de surface terrière); Hauteur > 12 m; Âge > 50 ans).

1.3.2.2 Détermination de la connectivité fonctionnelle des habitats du Grand Pic

Nous avons mesuré la connectivité fonctionnelle des habitats de Grand Pic en connectant tous les habitats répartis à moins d'un kilomètre les uns des autres, en agglomérant d'une part les habitats en fonction des mouvements journaliers des individus et, d'autre part, en fonction des mouvements saisonniers qu'ils sont amenés à faire dans leur domaine vital. Le logiciel Graphab-2.2.4 a permis de développer les liens entre les habitats propices, basés sur la théorie des graphes et la distance euclidienne. Ensuite, le logiciel Arc GIS a permis de sélectionner les liens d'une distance de 1 km et moins. Les agglomérations d'habitats connectés sur la base des mouvements journaliers assument que dans chaque direction possible la distance maximale de traversée d'un Grand Pic d'un champ agricole entre deux habitats forestiers est cumulative d'une parcelle forestière à une autre, et ce, jusqu'à concurrence d'un kilomètre (Gil-Tena et al. 2013). Ces agglomérations d'habitats connectées regroupent l'ensemble des connexions possibles entre un habitat ciblé et les autres habitats avoisinants dans ce contexte de mouvements journaliers (Bunn et

al. 2000, Urban et Keitt 2001, Rayfield et al. 2011). Le logiciel Conefor 2.6 et le logiciel R version 3.4.2 ont permis de regrouper les habitats de Grand Pic en fonction de ses déplacements journaliers. Les agglomérations d'habitats connectés sur la base de mouvements saisonniers regroupent tous les habitats qui peuvent être connectés sur une distance maximale de traversée d'un champ d'un kilomètre, mais ce, de façon non cumulative d'un habitat à un autre permettant ainsi de connecter de plus grandes agglomérations d'habitats (Figure 1.2 A et B). Ces grandes agglomérations d'habitats couvrent des territoires propices aux mouvements de dispersion et d'exploration d'un oiseau résidant comme le Grand Pic. Nous avons fait le cumul des habitats formant les agglomérations pour les mouvements saisonniers avec le logiciel Arc GIS. Ainsi, la mesure de la connectivité fonctionnelle de chaque habitat forestier sélectionné dans notre étude est basée sur ces deux types d'agglomération d'habitats connectés (journalier, saisonnier).

1.3.2.3 Présélection des sites d'étude

Une présélection de 100 sites a été réalisée parmi un grand lot d'habitats en priorisant dans un premier temps l'accessibilité des sites par la route. Le choix de présélectionner 100 sites pour ensuite les caractériser sommairement sur le terrain était un choix réaliste en terme de temps, ce qui nous a permis de respecter notre échéancier. Pour guider notre présélection des sites et couvrir un gradient de connectivité fonctionnelle, nous avons examiné le profil de distribution de plusieurs sites en fonction de trois critères, soit la taille de l'habitat fragmenté ainsi que la taille de l'agglomération des habitats connectés en fonction des mouvements journaliers du Grand Pic et de ses mouvements saisonniers. Dans cette étude, nous subdivisons la connectivité fonctionnelle en trois catégories ; (1) un site ayant une faible connectivité fonctionnelle réfère à un habitat ayant une taille d'agglomération pour les mouvements journaliers (10 à 210 ha) et saisonniers (10 et 550 ha) plus faibles (2) un site avec un niveau moyen de connectivité fonctionnelle fait référence à un habitat dont la taille de l'agglomération journalière et saisonnière varie respectivement entre

50 et 575 ha, et 1250 et 4000 ha, et (3) un site dont la connectivité fonctionnelle est élevée fait référence à un habitat dont la taille d'agglomération journalière et saisonnière est plus élevée, soit respectivement entre 100 et 2800 ha, et entre 14 900 et 60 350 ha. Les 100 sites présélectionnés correspondent à des habitats propices pour le Grand Pic, soit des forêts qui ont des caractéristiques structurales et compositionnelles propices pour supporter des arbres de nidification et d'alimentation. Ceci a permis de stabiliser l'influence des caractéristiques locales de l'habitat, telles que mesurées par les variables des cartes écoforestières par rapport à leur probabilité d'occupation par le Grand Pic, et ce, de façon à mieux contrôler l'effet de la variation des conditions locales sur celui de la connectivité structurelle ou fonctionnelle des forêts résiduelles du paysage agricole.

1.3.2.4 Validation sur le terrain et sélection des sites d'étude

Une caractérisation sommaire des 100 sites forestiers présélectionnés a ensuite été effectuée au moyen de visites sur le terrain de la mi-avril jusqu'au début du mois de mai 2017. Ceci a permis de déterminer si les conditions d'habitat sur le terrain, dans les peuplements présélectionnés par notre approche géomatique, correspondaient bel et bien à des conditions d'habitat propice à la nidification du Grand Pic. Pour qu'un site soit retenu, nous devons dénombrer sur un transect de 250 m de longueur et de 20 m de largeur (0,5 ha) au moins 25 tiges de peupliers faux-trembles de grand diamètre (35 cm de DHP) pour considérer l'habitat propice pour la nidification du Grand Pic (Cadieux 2017). Ces transects de reconnaissance ont donc été réalisés dans les 100 sites présélectionnés du paysage agroforestier. Ce critère a été établi à partir des polygones forestiers où des arbres à cavités de Grand Pic actives ont été trouvés auparavant en Abitibi (Cadieux 2017), dans la forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet; une forêt continue non aménagée située à moins de 30 km et dont la dynamique est sous régime naturel de perturbations (Bergeron 1991, Dansereau et Bergeron 1993). Nous avons conservé au final 37 sites qui couvraient l'ensemble de nos catégories de connectivité fonctionnelle retrouvées dans la matrice agricole. Plus

spécifiquement, le nombre de sites sélectionnés était de 10, 12 et 15 respectivement pour les niveaux de connectivité faible, moyen et élevé présentés ci-haut. Les refus d'autorisation pour entrer dans certaines forêts privées ou l'impossibilité de rencontrer certains propriétaires nous ont amené à éliminer certains sites en cours de route. Dans la mesure du possible, les sites qui ont été sélectionnés étaient positionnés à un minimum d'un kilomètre de distance les uns par rapport aux autres assurant ainsi l'indépendance des données.

La distribution des 37 sites en fonction de leur taille d'agglomération d'habitats connectés par les mouvements journaliers et saisonniers du Grand Pic (Figure 1.3) montre une relation positive et significative ($R^2 = 0,77$, $p = 9,529e^{-13}$). Nous avons séparé le graphique en 3 portions, représentant les 3 niveaux distincts de connectivité des sites, soit peu connectés, moyennement connectés et très connectés. Les agglomérations d'habitat pour les mouvements journaliers couvrent une superficie variant entre 14 et 2750 ha tandis que les agglomérations pour les mouvements saisonniers couvrent une superficie qui s'étend de 14 ha à plus de 60 000 ha. La taille des sites de l'étude varie de 11 ha à 179,25 ha. La majorité des bois (26) ont une taille se situant entre 10 ha et 50 ha, alors que quelques parcelles (5) ont entre 55 ha et 80 ha et enfin, quelques parcelles (6) se retrouvent entre 130 et 180 ha.

1.3.2.5 Échantillonnage des cavités et des marques d'alimentation

Le plan d'échantillonnage de cette étude a été basé sur un compromis entre un effort intensif de recherche de nids et de marques d'alimentation à l'intérieur d'un site, et une extension spatiale de la couverture sur une réplication élevée de sites. Comparativement aux études précédentes sur la recherche active de cavités (Martin et al. 2004, Cadieux 2011, Cadieux 2017), nos parcelles de recherche de nids et de marques d'alimentation ont une superficie plus petite (5 ha par rapport à 10 à 20 ha) (Cadieux, 2017), mais nous avons couvert une plus grande étendue de territoire (Figure 1.1, 1.2). Cela a de plus permis de couvrir le gradient de connectivité des

habitats propices au Grand Pic sur l'ensemble du paysage agroforestier d'Abitibi-Ouest.

La recherche active de cavités a été réalisée dans les 37 sites sélectionnés, au moyen de trois tournées d'inspection, allant du début du mois de mai au début juillet, soit pendant la saison de reproduction des oiseaux cavicoles (Bull et Jackson 2011). Les visites ont commencé au lever du soleil pour se poursuivre jusqu'à 14 heures en après-midi (Cadieux 2011). La période de nidification débute lors des deux premières semaines du mois de mai pour la majorité des oiseaux cavicoles résidents et migrateurs (Martin et al. 2004). L'échantillonnage a été réalisé sous des conditions météorologiques propices à l'observation des oiseaux cavicoles, en évitant les jours de pluie abondante ou la présence de vent de plus de 20 km/h (Bibby et al. 1992). Plus spécifiquement, une première tournée de détection des cavités a été réalisée en début mai avant le débourrement des feuilles, pour faciliter la découverte des cavités qui, plus tard en saison, sont dissimulées parmi le couvert végétal (Ouellet-Lapointe 2010). Une recherche systématique des cavités a été réalisée dans une parcelle d'échantillonnage ayant une superficie de 5 ha au moyen de transects couvrant au total 200 m de largeur sur 250 m de longueur (Figure 1.1, 1.2) se trouvant dans un site d'étude (taille variant de 10 à 180 ha). Pour ce faire, une battue a été effectuée à l'intérieur de chaque parcelle d'échantillonnage, pour un effort d'échantillonnage d'une durée totale de 2 heures par parcelle. Quatre observateurs ont marché parallèlement le long d'un transect à 50 m de distance les uns des autres. L'effort de chaque observateur a été concentré jusqu'à 25 m de distance en périphérie du transect. Dans la mesure du possible, chaque parcelle a été localisée à une distance de 100 m de la bordure de chaque site, afin de limiter les effets de bordure importants en paysage agroforestier (Hobson et Bayne 2000). La même procédure a été utilisée, peu importe la nature de la bordure (zone agricole, forêt mature mixte, forêt mature à dominance résineuse, jeune forêt (< 50 ans)). Lors de cette première tournée, les observateurs ont été attentifs aux signes visuels et auditifs indiquant la présence potentielle d'une cavité occupée et active à proximité dans la parcelle. Les signes

visuels consistent en la présence de copeaux de bois au sol, de marques fraîches d'alimentation de pics ainsi que la présence de comportements de reproduction, tels que le chant ou le cri d'interaction entre deux individus, et plus tard en saison, les cris de quête de nourriture des jeunes ainsi que le transport de nourriture par les adultes pour alimenter les oisillons (Martin et Eadie 1999, Ouellet-Lapointe 2010, Cadieux 2011). Nous avons également recensé les marques d'alimentation fraîches et anciennes dans chaque transect. Ces signes ont permis d'acquérir des renseignements concernant la présence de nids actifs et de marques d'alimentation du Grand Pic dans nos sites d'étude.

Une deuxième tournée à l'intérieur de chaque parcelle d'échantillonnage a été réalisée de la fin mai à la mi-juin, lors de la période de soins parentaux (Bull et Jackson 2011). Cela a permis de découvrir de nouvelles cavités actives, entre autres, par le biais des cris de quête de nourriture des jeunes et le transport de nourriture par les adultes. Nous avons également déterminé l'état et l'âge des cavités préalablement répertoriées et géoréférencées, l'espèce excavatrice responsable de l'excavation de la cavité ainsi que l'espèce utilisatrice de la cavité. Une caméra montée sur une perche télescopique (TreeTopPeeper (1m) nous a donné un accès visuel au contenu de la cavité à partir de la captation d'images sur un écran tactile (Sandpiper Technologies, Manteca, California)). Cette technique limite les dérangements faits aux espèces qui y sont présentes (Cadieux 2017). L'effort a été mis sur la recherche de cavités récentes afin de bien évaluer la nidification de l'espèce pour l'année 2017, à l'exception des cavités de grande taille excavées par le Grand Pic lors des années antérieures. Une cavité était qualifiée comme étant « active » si elle contenait au minimum un œuf ou un oisillon (Aitken et Martin 2004). Enfin, une troisième tournée à l'intérieur de chaque site a été effectuée à la fin du mois de juin et au début de juillet pour déterminer le statut final des cavités toujours considérées comme étant inutilisées lors de la deuxième visite. De plus, une nouvelle recherche systématique de la superficie de 5 ha entière a été effectuée une seconde fois, pour répertorier de nouvelles cavités.

1.3.2.6 Caractérisation de la végétation

Une caractérisation de la végétation à l'échelle de chaque site d'étude a été réalisée durant tout le mois de juillet afin de documenter la composition en essences, la structure diamétrale et la dégradation des arbres qui représentent les variables clés décrivant les substrats de nidification et d'alimentation du Grand Pic (Drapeau et al. 2009, Cadieux 2011, Ouellet-Lapointe et al. 2012, Nappi et al. 2015, Cadieux 2017) pour la forêt boréale mixte de l'est du Canada. Pour ce faire, quatre transects linéaires de 250 m de longueur et 2,5 m de largeur ont été échantillonnés par parcelle (Figure 1.4). Ainsi, un total de 148 transects de végétation ont été répartis dans les 37 parcelles de l'étude. Tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) se trouvant dans nos transects ont été caractérisés. L'essence de l'arbre, le DHP, la présence ou l'absence de *Phellinus tremulae* (un champignon causant la carie blanche) sur les peupliers faux-trembles, le nombre de cavités, l'état de dégradation de l'arbre (Cadieux 2017), de même que la présence ou l'absence de marques d'alimentation (Ouellet-Lapointe 2010, Cadieux 2011) ont été notés pour chaque arbre échantillonné. L'état de dégradation des arbres a été déterminé selon une classification développée par Maser et al. (1979) et adaptée pour notre région d'étude (Ouellet-Lapointe 2010, Cadieux 2011); État 1 (Arbre vivant, ne portant aucun signe de détérioration); État 2 (Arbre en déclin, possédant entre 95 % et 20 % du feuillage); État 3 (Arbre sénescent, possédant < 20 % du feuillage); État 4 (Arbre mort récemment, avec branche principale, non tronqué); État 5 (Arbre mort, avec absence complète de feuillage, absence de petites branches, non tronqué); État 6 (Poteau avec plus de 50 % de sa hauteur); État 7 (Poteau avec moins de 50 % de sa hauteur) et État 8 (Poteau de moins de 2m de haut, dégradé). De plus, dans chaque site, un carottage a été effectué au moyen d'une sonde de Pressler sur quatre individus de peuplier faux-tremble de plus de 20 cm de DHP, sélectionnés aléatoirement. Ceci nous a permis de mesurer l'âge des arbres sélectionnés à partir d'un examen dendrochronologique des cernes de croissance et ainsi estimer l'âge du peuplement.

1.3.2.7 Variables locales de l'habitat

Lors de la sélection de variables locales de l'habitat, nous avons identifié et regroupé les variables d'habitats ayant un potentiel d'influence pour l'alimentation et la reproduction du Grand Pic (Cadieux 2017). Des variables de conditions environnementales locales nous permettant de définir la composition locale en essence, la caractérisation de la strate de végétation dominante (Arbres matures, arbustes, herbacées, coupe forestière, etc), la structure du peuplement et la dégradation des arbres se trouvant dans les habitats du Grand Pic ont été sélectionnées.

Nous avons décidé de conserver uniquement la variable d'âge dendrochronologique pour représenter la structure d'âge des sites. Nous savons que l'âge des peuplements, basé sur la carte écoforestière, est séparé en classe d'âge, ce qui peut diminuer le niveau de précision. Pour vérifier le tout, nous avons confirmé l'absence de relation ($R^2 = 0,07$, p -value = 0,11) entre l'âge des peuplements basé sur la carte écoforestière (moyenne = 70,27, écart-type = $\pm 10,13$) et l'âge obtenu par dendrochronologie (moyenne = 73,76, écart-type = $\pm 11,98$). Nous avons observé que plus de 60 % des sites (23 sites sur un total de 37) ont un âge dendrochronologique qui ne recoupe pas la classe d'âge provenant de la carte écoforestière qui y est attribué. Enfin, des valeurs de densité, de surface terrière, de proportion ainsi que le calcul de diversité des peuplements dans le paysage basé sur l'indice de Shannon ont été calculés à partir des données brutes obtenues sur le terrain (Spellerberg et Fedor 2003).

1.3.2.8 Variables à l'échelle du paysage

Nous avons utilisé diverses mesures exprimant le contexte adjacent aux sites (la quantité de forêts, la composition forestière) et la configuration spatiale des habitats adjacents à nos sites d'étude. Ainsi, il y a la mesure de (1) quantité de forêts (ha) se trouvant dans une zone circulaire dont le rayon (1 km et 2 km) est centré sur l'épicentre de chacun de nos 37 sites. Dans la plupart des cas, cette mesure ratisse

plus large que le site lui-même, en incluant des forêts se trouvant en périphérie. La forêt quantifiée par cette mesure se définit comme de la forêt propice à la reproduction du Grand Pic, respectant les critères suivants : Taille > 10 ha; Dominance ou codominance de peuplier faux-tremble (> 50 % de surface terrière); Hauteur > 12 m; Âge > 50 ans. Cette mesure (variable quantité de forêts (ha)) correspond à l'étendue du domaine vital d'un Grand Pic en période de nidification (1 km de rayon = 314 ha), et sur un cycle annuel (2 km de rayon = 1256 ha) (Savignac, 1996, Bonar, 2001) (Figure 1.2 C). Ensuite, les autres mesures utilisées sont (2) la diversité du couvert dominant en essences d'arbres et (3) la proportion (%) de peuplements forestiers (résineux, feuillus et mixtes) qui précisent le contexte adjacent aux sites dans un rayon de 900 m centré sur l'épicentre de chaque site. Il y a (4) la distance euclidienne de l'habitat au massif d'habitats forestiers (> 200 ha) le plus proche qui exprime la connectivité structurelle du paysage au pourtour de nos sites d'étude. Un massif d'habitats de 200 ha représente un habitat continu apte à abriter le domaine vital (estimé entre 171 et 312 ha) d'un couple nicheur de Grand Pic pendant la saison de nidification pour notre région d'étude. Enfin, les mesures de connectivité fonctionnelle utilisées correspondent (5) à la taille d'agglomération d'habitats (ha) basée sur les mouvements journaliers des individus et (6) à la taille de l'agglomération d'habitats (ha) basée sur les mouvements saisonniers des individus. Une transformation logarithmique a été réalisée pour la variable de la taille de l'agglomération d'habitat (ha) basée sur les mouvements saisonniers des individus, en raison de la grande étendue de distribution des données (Tableau 1.2).

Dans le Tableau (1.1), une description détaillant les variables locales d'habitat, les variables de quantité de forêts et de diversité spécifique de sa composition en essences autour de nos sites, de même que les variables de connectivité structurelle et fonctionnelle des habitats mesurées dans cette étude est présentée. Nous avons accompagné chaque variable d'une courte hypothèse justifiant le choix des variables mesurées. Dans le Tableau (1.2), nous présentons l'étendue des données, la valeur moyenne ainsi que l'écart-type pour chaque variable de l'étude.

1.4 Analyses statistiques

Nous avons développé une approche hiérarchique d'analyse afin d'évaluer la contribution relative des conditions locales de l'habitat, du contexte adjacent à nos sites (composition forestière et quantité de forêts), de même que l'apport de la connectivité structurelle et fonctionnelle à la distribution des indices d'activité alimentaire du Grand Pic dans les bois agricoles. Nous partons de l'hypothèse que l'utilisation par le Grand Pic des forêts à des fins d'alimentation repose sur une sélection multiscalaire de l'habitat qui considère que pour être sélectionnée, une forêt doit supporter des conditions locales (arbres d'alimentation) propices à l'alimentation de l'espèce (Block et Brennan 1993) de même que des conditions adjacentes (quantité, diversité, composition et configuration de forêts) favorables à la sélection des parcelles d'habitat occupées (Villard et al. 1999, Drapeau et al. 2000, Betts et al. 2006).

Dans un premier temps, nous mesurons l'effet des variables locales de l'habitat à l'intérieur de nos 37 sites échantillonnés sur la distribution de l'abondance de marques d'alimentation du Grand Pic, au moyen de modèles linéaires mixtes (package R lme4 version 1.1-18-1 ; Bates et al. 2015). Nous utilisons le nombre de marques d'alimentation dénombrées à un site comme variable réponse des modèles et les variables locales décrites au Tableau 1.1 comme variables explicatives et covariables. Plus spécifiquement, des modèles linéaires simples ont été créés pour chaque variable d'habitat. Un effet aléatoire relié à l'appartenance de chacun des 37 sites à son agglomération d'habitat basé sur les mouvements saisonniers du Grand Pic a été ajouté à chacun des modèles. Ensuite, nous avons classé ces modèles à partir du critère d'information d'Akaike (Burnham et Anderson 2003). Nous avons fait une sélection supervisée des modèles les plus performants avec rétention des branches concurrentes (Sólymos et al. 2015). Des modèles linéaires multiples ont été créés à partir des meilleurs modèles linéaires simples. Ces nouveaux modèles ont également été classés à partir du critère d'information théorique d'Akaike. L'ensemble de ces

étapes constitue la 1^{re} sélection de modèles de l'étude. Nous avons utilisé l'inférence multimodèle pour évaluer l'effet de chaque variable composant les meilleurs modèles. Lorsqu'une variable est seulement présente dans l'un des meilleurs modèles, ce modèle est mis en relation avec le modèle nul pour l'inférence multimodèle. L'estimé et l'erreur type pour chacune des variables explicatives ont été obtenus et analysés au moyen d'un test t de Student pour un seuil de $p < 0,05$.

Dans un deuxième temps, nous reprenons notre procédure, pour l'échelle du paysage, de modèles linéaires mixtes (package R lme4 version 1.1-18-1; Bates et al. 2015) avec un effet aléatoire relié à l'appartenance des 37 sites à son agglomération d'habitat sur la base des mouvements saisonniers du Grand Pic. Nous mesurons les apports de la quantité de forêts, de la diversité et de la composition du couvert forestier adjacent aux sites à mieux prévoir la distribution de l'abondance des marques d'alimentation du Grand Pic dans nos forêts. Nous utilisons le nombre de marques d'alimentation dénombrées à un site comme variable réponse des modèles et les variables du contexte adjacent aux sites, décrites au Tableau 1.1, comme variables explicatives (quantité de forêts, diversité et proportions des peuplements forestiers). Les variables locales d'habitat précédemment retenues dans les meilleurs modèles sont ici incluses comme covariables. Nous avons classé ces modèles à partir du critère d'information théorique d'Akaike (Burnham et Anderson 2003, Mazerolle 2015) au moyen de la procédure AICcmodavg (Package R version 2.1-1). L'ensemble de ces étapes représente la 2^e sélection de modèles. Nous avons ensuite utilisé l'inférence multimodèle pour évaluer l'effet de chaque variable composant les meilleurs modèles. L'estimé et l'erreur type pour chacune des variables explicatives ont été obtenus et analysés au moyen d'un test t de Student pour un seuil de $p < 0,05$.

Enfin, dans un troisième temps, nous reprenons de nouveau les étapes de développement de modèles linéaires mixtes (package R lme4 version 1.1-18-1; (Bates et al. 2015) en incluant toujours un effet aléatoire relié à l'appartenance des 37 sites à son agglomération d'habitat sur la base des mouvements saisonniers du Grand Pic.

Nous mesurons cette fois les apports de la connectivité structurelle et fonctionnelle à mieux prévoir la distribution de l'abondance des marques d'alimentation du Grand Pic dans nos forêts. Les variables locales d'habitat et du contexte adjacent aux sites échantillonnés, retenues précédemment dans les meilleurs modèles, sont incluses comme covariables. Nous avons classé ces modèles à partir du critère d'information théorique d'Akaike (Burnham et Anderson 2003, Mazerolle 2015) au moyen de la procédure AICcmodavg (Package R version 2.1-1). L'ensemble de ces étapes constitue la 3^e sélection de modèles de l'étude. L'inférence multimodèle a été utilisée pour évaluer l'effet de chaque variable composant les meilleurs modèles. L'estimé et l'erreur type pour chacune des variables explicatives ont été obtenus et analysés au moyen d'un test t de Student pour un seuil de $p < 0,05$.

Cette démarche d'analyse est réalisée séquentiellement pour les deux types de marques d'alimentation mesurées sur le terrain, soit 1) les marques fraîches et 2) les marques anciennes qui représentent respectivement l'utilisation de nos sites pour la saison de reproduction actuelle ainsi que leur utilisation pendant un cycle annuel, voire sur plusieurs cycles annuels, soit un indice de la persistance annuelle de l'activité alimentaire du Grand Pic dans ces forêts. Les analyses statistiques ont été effectuées au moyen du logiciel R 3.4.2 (Team 2015).

Pour les cavités de nidification, il est important de spécifier qu'en raison du faible effectif de nids de Grand Pic trouvés (13 nids dans 9 sites), dont seulement un nid actif, nous n'avons pas réalisé d'analyses statistiques sur cette variable réponse.

1.5 Résultats

1.5.1 Marques d'alimentation

Un total de 1345 marques d'alimentation (376 fraîches, 969 anciennes) a été trouvé pour l'ensemble des 37 parcelles d'échantillonnage. Tous nos sites échantillonnés montraient des marques fraîches et anciennes d'alimentation par le Grand Pic (Figure 1.5). Les marques d'alimentation anciennes correspondent à des marques excavées au cours de nombreuses saisons d'hiver et d'été, contrairement aux marques fraîches qui correspondent aux marques excavées au cours de la dernière année (automne 2016; hiver, printemps et été 2017).

L'abondance des marques d'alimentation anciennes montre une relation linéaire positive et significative avec les marques fraîches d'alimentation ($R^2 = 0,38$, $p = 5,121e-05$). Cette relation indique que les sites dont l'activité alimentaire du Grand Pic est la plus élevée ont une fréquentation passée et actuelle qui montre une certaine constance d'occupation de site par le Grand Pic (Figure 1.6).

La sélection des essences d'arbres d'alimentation par le Grand Pic pour les marques fraîches et les marques anciennes montre une utilisation élevée du peuplier faux-tremble (> 50 %) qui n'est toutefois pas de beaucoup supérieure à la disponibilité de cette essence dans nos sites, tandis que les essences résineuses, notamment le sapin baumier, sont davantage sélectionnées (~ 25 %) que leur disponibilité dans l'ensemble des 37 sites échantillonnés (Figure 1.7).

1.5.1.1 Marques d'alimentation fraîches

1.5.1.1.1 Effet des variables locales de l'habitat

Parmi les variables locales d'habitat retenues dans notre étude, trois d'entre elles ont montré une influence sur l'alimentation récente du Grand Pic. Toutefois, ces variables se sont avérées non significatives. La première variable est la densité d'arbres

sénescents et morts de 20 cm de DHP et plus, « dsenmort20 ». La deuxième variable est la densité d'arbres résineux de 20 cm de DHP et plus, « dsen20_con ». La troisième variable consiste en la densité de l'ensemble des arbres résineux recensés lors des inventaires « dsencon » (Tableau 1.3). Ces trois variables influencent positivement l'abondance des marques d'alimentation fraîches. Le meilleur modèle de conditions locales d'habitat ayant expliqué la variation de l'abondance de marques d'alimentation fraîches est donc celui comprenant la densité d'arbres sénescents et morts de plus de 20 cm de DHP, « dsenmort20 ». Toutefois, le poids Akaike de cette variable n'est que de 0,23, indiquant une probabilité de 23 % d'être le meilleur modèle candidat de tous les modèles incorporant des variables locales d'habitat. Plusieurs modèles de conditions locales sont donc concurrents pour expliquer l'abondance des marques d'alimentation fraîches du Grand Pic dans nos sites d'étude. En effet, notre meilleur modèle n'est que 1,53 fois plus probable que le deuxième meilleur modèle, la densité d'arbres résineux de 20 cm de DHP « dsen20_con », qui avec un poids Akaike de 0,15 apparaît presque aussi performant pour prévoir l'abondance des marques d'alimentation fraîches (Tableau 1.3). La densité de l'ensemble des arbres résineux recensés lors des inventaires, « dsencon », n'a toutefois qu'un poids Akaike de 0,11, indiquant une plus faible contribution en ayant 2,09 fois moins de chances d'être le meilleur modèle prévoyant l'abondance de marques d'alimentation fraîches dans nos sites d'étude (Tableau 1.3).

Bien que les variables de densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP « dsenmort20 », de densité d'arbres résineux de 20 cm de DHP et plus « dsen20_con » ainsi que de densité de l'ensemble des arbres résineux « dsencon » soient associées positivement à l'abondance de marques d'alimentation fraîches, l'inférence multimodèle n'a pas indiqué que ces variables ont un effet significatif sur l'abondance de marques fraîches, l'intervalle de confiance incluant la valeur de 0 pour ces trois variables (Tableau 1.4).

1.5.1.1.2. Effet du contexte adjacent aux sites (paysage)

Quantité de forêts

Une relation positive et significative relie la quantité de forêts (ha) dans un rayon de 1 km à celle se trouvant dans un rayon de 2 km ($R^2 = 0,73$, $p\text{-value} = 1,67e-11$; Figure 1.8). Toutefois, seule la quantité de forêts (ha) dans un rayon de 1 km s'est avérée influente pour l'activité alimentaire récente du Grand Pic. Plus spécifiquement, le meilleur modèle ayant expliqué la variation de l'abondance de marques d'alimentation fraîches est celui comprenant les variables de quantité de forêts dans un rayon de 1 km centré sur nos sites, additionné à la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP « dsenmort20 » à l'intérieur de nos sites (Tableau 1.3). Ce modèle a un poids d'Akaike de 0,43, indiquant une probabilité de 43 % d'être le meilleur modèle parmi les modèles candidats (Tableau 1.3). La quantité de forêts (rayon de 1 km) affecte négativement l'abondance de marques d'alimentation fraîches dénombrées dans nos sites (Tableau 1.4; Figure 1.9). L'inférence multimodèle vient appuyer l'effet négatif de la quantité de forêts dans un rayon de 1 km de nos sites sur l'abondance de marques d'alimentation fraîches qu'on y retrouve (IC = [-0,18, -0,05] ; Tableau 1.4).

Composition forestière

Les modèles incluant les variables de diversité de la composition du couvert forestier « divess » et de proportions de peuplements résineux « prop_con_r900m », feuillus « prop_feu_r900m » et mixtes « prop_mix_r900m » ne sont pas ressortis comme des modèles vraisemblables dans la sélection des meilleurs modèles du contexte adjacent aux sites pour les marques d'alimentation fraîches (valeurs élevées de $\Delta AICc$; Tableau 1.3). La diversité de la composition du couvert forestier « divess » ainsi que la proportion de peuplements résineux, mixtes et feuillus apportent donc une faible contribution aux modèles pour ce qui est de leur ajustement à la distribution de l'abondance de marques d'alimentation fraîches dans nos sites d'étude (Tableau 1.3).

1.5.1.1.3 Effet de la connectivité structurelle et fonctionnelle

Connectivité structurelle

L'ajout de la variable de connectivité structurelle (distance de nos sites à un massif forestier de plus de 200 ha) au modèle contenant la quantité de forêts (ha) dans un rayon de 1 km ainsi que la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP et plus, ne permet pas d'améliorer l'ajustement du modèle local ($\Delta AIC = 2,78$). La distance des sites au massif le plus proche n'a donc pas d'effet sur la variation de l'abondance de marques d'alimentation fraîches avec un poids d'Akaike de 0,12 (Tableau 1.3). Le ratio de poids d'Akaike indique que ce modèle a 3,83 fois moins de chances d'être le meilleur modèle pour prévoir l'abondance de marques fraîches dans nos sites (Tableau 1.3).

Connectivité fonctionnelle

Les variables de connectivité fonctionnelle, soit la taille d'agglomération d'habitats (ha) connectés en se basant sur les mouvements journaliers et saisonniers, n'ont pas eu d'influence sur l'abondance de marques d'alimentation et n'améliorent pas les modèles avec des valeurs AICc respectives de 241,75 et 241,83 comparativement à la valeur d'AICc de 239,98 attribuée au modèle le plus vraisemblable, soit la quantité de forêts dans un rayon de 1 km, additionnée de la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP (Tableaux 1.3, 1.4). Ce résultat se traduit par l'absence d'un patron spatial de la répartition de l'abondance de marques d'alimentation fraîches au sein de nos trois niveaux de connectivité fonctionnelle des sites d'étude. Toutefois, la quantité de forêts dans un rayon de 1 km représente une variable pouvant expliquer la distribution des marques d'alimentation fraîches du Grand Pic dans nos sites d'étude.

1.5.1.2 Marques d'alimentation anciennes

1.5.1.2.1 Effet des variables locales de l'habitat

Pour ce qui est des marques anciennes d'alimentation du Grand Pic, le meilleur modèle de conditions locales d'habitat ayant expliqué la variation de l'abondance de marques d'alimentation anciennes est celui comprenant la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP « dsenmort20 » et plus avec un poids Akaike de 0,53, indiquant une probabilité de 53 % d'être le meilleur modèle candidat de tous les modèles incorporant des variables locales d'habitat (Tableau 1.3). Aucune autre variable ou combinaison de variables locales n'a produit de modèles pouvant être concurrents ($\Delta AICc < 2,0$). Notre meilleur modèle est donc 3,79 fois plus probable que le deuxième modèle ($\Delta AICc = 2,63$), la densité d'arbres résineux de 20 cm de DHP « dsen20_con » (Tableau 1.3). De plus, l'inférence multimodèle indique que la variable de densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP « dsenmort20 » a un effet positif et significatif sur l'abondance de marques anciennes (IC = [0,04; 0,24]; Tableau 1.4; Figure 1.10).

1.5.1.2.2 Effet du contexte adjacent aux sites (paysage)

Quantité de forêts

Les modèles incluant les variables de quantité de forêts dans un rayon de 1 km et de 2 km ne sont pas ressortis comme des modèles vraisemblables dans la sélection des meilleurs modèles décrivant le contexte adjacent aux sites pour les marques d'alimentation anciennes, car les valeurs de $\Delta AICc$ étaient toutes supérieures à 2 (Tableau 1.3). La quantité de forêts dans des rayons de 1 km et 2 km apporte une faible contribution à la prévision de l'abondance de marques d'alimentation anciennes dans nos sites d'étude (Tableau 1.3).

Composition forestière

Parmi les variables décrivant le contexte adjacent aux sites dans le paysage, une variable s'est avérée influente pour l'activité alimentaire du Grand Pic décrite par les marques anciennes d'alimentation, soit la proportion (%) de peuplements résineux situés dans un rayon de 900 m centré sur nos sites. En effet, le meilleur modèle ayant expliqué la variation de l'abondance de marques d'alimentation anciennes comprend cette variable lorsqu'elle est ajoutée à la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP « dsenmort20 » et plus à l'intérieur de nos sites (Tableau 1.3). Ce modèle a un poids d'Akaike de 0,79, indiquant une probabilité de 79 % d'être le meilleur modèle parmi les modèles candidats. Ceci indique le caractère plus vraisemblable de ce modèle d'être le meilleur modèle, prévoyant l'abondance des marques anciennes d'alimentation du Grand Pic dans nos sites d'étude. Ce modèle est 13,33 fois meilleur que le deuxième modèle qui le suit, soit celui qui comporte les variables de proportion (%) de peuplements feuillus dans un rayon de 900 m centré sur nos sites, additionné à la densité d'arbres morts et sénescents de 20 cm de DHP « dsenmort20 » à l'intérieur de nos sites (Tableau 1.3). La proportion (%) de peuplements résineux autour des sites affecte positivement l'abondance de marques d'alimentation anciennes dans nos sites (Tableau 1.4; Figure 1.11). L'inférence multimodèle vient corroborer cet effet positif (IC = [0,17, 0,61] ; Tableau 1.4). Enfin, les modèles incluant la variable de diversité de la composition du couvert forestier « divess » ne sont pas ressortis comme étant des modèles vraisemblables (Tableau 1.3).

1.5.1.2.3 Effet de la connectivité structurelle et fonctionnelle

Connectivité structurelle

Notre variable de connectivité structurelle soit la distance de nos sites à un massif forestier de plus de 200 ha, combinée à la proportion (%) de peuplements résineux autour des sites et la densité d'arbres morts et sénescents de 20 cm de DHP, n'indique

pas d'influence sur la variation de l'abondance de marques d'alimentation anciennes avec un faible poids d'Akaike de 0,16 (Tableau 1.3). Le ratio de poids d'Akaike indique que ce modèle a 3,13 fois moins de chances d'être le meilleur modèle prévoyant l'abondance de marques anciennes (Tableau 1.3).

Connectivité fonctionnelle

Comme pour les marques d'alimentation fraîches, les variables de connectivité fonctionnelle, soit la taille d'agglomération d'habitats (ha) connectés en se basant à la fois sur les mouvements journaliers ou saisonniers, n'ont pas amélioré la prévision de l'abondance de marques d'alimentation anciennes du modèle combinant les conditions locales de l'habitat et le contexte adjacent à nos sites (Tableaux 1.3, 1.4). Ce résultat se traduit par l'absence d'un patron spatial dans la répartition de l'abondance de marques d'alimentation anciennes dans nos sites qui est lié à leur connectivité fonctionnelle.

1.5.2 Cavités de nidification

La recherche systématique de cavités de nidification de Grand Pic, avec plus de 150 heures d'efforts, n'a permis de recenser que treize cavités réparties dans neuf de nos sites d'étude. Seulement une cavité excavée cette année était utilisée par un couple de Grand Pic. De plus, cinq cavités excavées les années précédentes étaient utilisées par des non-excavateurs (utilisateurs) de grandes tailles, tandis que sept cavités anciennes étaient inactives. Les utilisateurs de cavités de Grand Pic qui ont été trouvés à l'intérieur des cavités anciennes sont la Crécerelle d'Amérique, l'Écureuil roux, le Garrot à œil d'or et le Harle couronné. Ce faible nombre de cavités trouvées n'est pas lié à l'effort de recherche de cavités sur le terrain car comme l'illustre la Figure 1.12, pour un effort similaire de recherche de cavités, les forêts de la zone agricole comptent deux fois moins de cavités de Grand Pic trouvées que ce qui est observé dans la forêt continue de la zone de conservation du lac Duparquet (à une distance euclidienne de 25 km).

1.6 Discussion

Les marques d'alimentation du Grand Pic ont été trouvées dans tous nos sites d'étude. Le Grand Pic fréquente activement les forêts résiduelles des terres agricoles. De plus, la relation linéaire positive entre l'abondance de marques d'alimentation fraîches et anciennes suggère une persistance et une constance de l'utilisation de ces parcelles d'habitats par le Grand Pic pour son alimentation (Figure 1.), et ce, malgré les changements (coupes forestières, agriculture) qui ont eu cours dans le paysage ces dernières années.

De plus, le faible effectif de nids de Grand Pic trouvés par rapport à ce qu'un effort semblable a permis d'observer en forêt naturelle continue dans le secteur du lac Duparquet, localisé à moins de 25 km de notre aire d'étude, indique que les bois dans la matrice agricole apparaissent moins utilisés par le Grand Pic pour sa reproduction, et ce, malgré le fait que la sélection des sites ait porté sur des bois dont la qualité des substrats potentiels de nidification (essence, DHP, densité des grosses tiges) est comparable aux conditions locales des sites de reproduction de cette espèce dans la région d'étude (Cadieux 2011, 2017, Ouellet-Lapointe et al. 2012). Avec treize cavités trouvées dans seulement neuf de nos 37 sites, le Grand Pic utilise deux fois moins les bois en milieu agricole que ce n'est le cas en forêt continue (Figure 1.12). Ce résultat est à l'inverse de ce qui est observé dans les habitats résiduels linéaires des agglomérations de coupes adjacentes, où ces habitats ont une densité de cavités qui est 2,5 fois plus élevée qu'en forêt continue (Cadieux 2017). Ce résultat suggère que l'activité reproductrice du Grand Pic est affectée par la matrice agricole qui entoure les forêts résiduelles de ce paysage.

Dans cette étude, nous avons émis les hypothèses que l'occupation des forêts résiduelles de la matrice agricole par le Grand Pic pour sa reproduction et son alimentation, serait affectée par 1) les conditions locales d'habitat, et que 2) la connectivité fonctionnelle des habitats améliorerait davantage les prévisions de nos

modèles que la quantité de forêts, la composition forestière ou la connectivité structurelle des habitats dans le paysage. Nos résultats viennent appuyer la première hypothèse alors que les conditions locales de l'habitat expliquent la distribution de l'abondance des marques d'alimentation fraîches et anciennes dans les bois de la matrice agricole. Toutefois, la connectivité fonctionnelle des bois n'explique pas davantage la distribution du Grand Pic et son activité alimentaire dans nos sites d'étude. À l'opposé, ce sont plutôt la quantité de forêts et la proportion de peuplements résineux adjacents (rayon de 1 km et de 900 m centré sur l'épicentre de chaque site) qui améliorent les performances des modèles de régression linéaires multiples de l'abondance des marques fraîches et anciennes d'alimentation du Grand Pic.

1.6.1 Effet des conditions locales de l'habitat

La variable locale de l'habitat qui est la plus associée à la distribution des marques d'alimentation du Grand Pic dans les bois du paysage agricole est la densité d'arbres sénescents ou morts de plus de 20 cm de diamètre à hauteur poitrine. Cette variable affecte positivement l'abondance de marques d'alimentation. Plus spécifiquement, l'augmentation de la densité d'arbres sénescents (avec présence des champignons *Phellinus tremulae*) et morts de plus de 20 cm de DHP, est reliée à une augmentation du nombre de marques d'alimentation anciennes et fraîches. Cette relation significative et positive vient corroborer l'importance pour l'alimentation du Grand Pic de la présence d'arbres ayant un état avancé de dégradation et de fort diamètre (Nappi et al. 2015), dans notre région. Lemaître et Villard (2005) ont également observé que l'alimentation du Grand Pic se fait sur des arbres de fort diamètre dans les forêts tempérées du Nouveau-Brunswick. De plus, dans une étude menée en Abitibi, Gasse (2007) a remarqué que le Grand Pic réutilise davantage les arbres de gros diamètre pour son alimentation, ce qui montre l'importance qu'ont ces arbres comme substrats alimentaires pour cette espèce. Ce résultat serait probablement dû au fait qu'il y a une persistance à plus long terme des fourmis charpentières dans les

vieux arbres de fort diamètre. Ceci expliquerait la fréquence de leur utilisation par le Grand Pic (Torgersen et Bull 1995, Gasse 2007). Dans notre étude, la relation simple entre la densité des arbres morts de diamètre de plus de 20 cm de DHP et l'abondance de marques d'alimentation a seulement été perceptible de manière significative dans le cas des marques d'alimentation anciennes, probablement en raison du nombre plus élevé d'observations comparativement au nombre de marques fraîches d'alimentation. Il serait pertinent de vérifier si cette relation simple est détectable quand l'effectif des marques fraîches d'alimentation augmente.

Enfin, dans notre étude, le Grand Pic s'alimentait sur des essences résineuses. Dans la majorité des sites étudiés, il y avait une présence d'arbres résineux. Malgré une relation positive non significative entre les marques d'alimentation et la densité d'arbres résineux, il est important de mentionner que les variables de densité d'arbres résineux (20 cm de DHP et l'ensemble des arbres) sont ressorties parmi les meilleurs modèles de conditions locales d'habitats, indiquant une influence des essences résineuses sur l'activité alimentaire du Grand Pic. Les essences résineuses constituent un substrat alimentaire sélectionné par le Grand Pic en forêt boréale mixte (Nappi et al. 2015, Gasse 2007).

Les associations entre l'abondance des marques d'alimentation fraîches ou anciennes et les variables locales de l'habitat montrent que les conditions locales de l'habitat exercent une influence importante sur l'occupation par le Grand Pic des forêts fragmentées comme habitats alimentaires. Ces associations vont dans le même sens que d'autres études qui mettent en évidence l'importance des caractéristiques locales de l'habitat des espèces dans leur distribution (Drapeau et al. 2000, A. Cushman et McGarigal 2004, Betts et al. 2006). De plus, ces résultats confirment que nos forêts résiduelles avaient des conditions d'habitat propices à l'alimentation du Grand Pic malgré leur taille réduite dans le paysage agricole. Or, c'est souvent le contraire qui se produit dans des écosystèmes fragmentés où les habitats résiduels sont dégradés et

comportent peu de conditions d'habitat propices à l'espèce (Haila 1983, Betts et al. 2006, Fischer et Lindenmayer 2007).

1.6.2 Effet du contexte adjacent aux sites (paysage)

La quantité de forêts et la proportion de peuplements résineux à l'intérieur d'un rayon (1 km et 900 m) partant du centre de nos forêts résiduelles ont amélioré notre capacité à prévoir l'abondance de marques d'alimentation du Grand Pic. Ainsi, les modèles qui n'incorporaient que des conditions locales d'habitat avaient entre 3,07 (marques fraîches) et 13,33 (marques anciennes) moins de chances de bien prévoir l'abondance des marques d'alimentation dans les sites (Tableau 1.3). Une augmentation de la quantité de forêts dans un rayon de 1 km, additionnée à la densité d'arbres sénescents ou morts de plus de 20 cm de DHP dans nos sites affecte grandement l'abondance des marques d'alimentation fraîches. En effet, une quantité accrue de forêts dans un rayon de 1 km a eu pour conséquence de diminuer le nombre de marques d'alimentation détectées dans nos sites, un résultat qui suggère vraisemblablement un effet de dilution des marques d'alimentation réparties au sein d'une quantité plus élevée de forêts à proximité. À une échelle plus fine, Flemming (1999) a également détecté un tel effet de dilution des marques d'alimentation du Grand Pic en comparant des habitats non fragmentés et des habitats fragmentés. Il a détecté un nombre de marques d'alimentation plus élevé à l'échelle de l'arbre en forêt fragmentée qu'en forêt continue, montrant une utilisation plus intensive du sapin baumier dans les habitats fragmentés. Le Grand Pic était probablement limité en termes de ressources alimentaires dans les habitats fragmentés. Ainsi, à l'instar de Flemming (1999), notre étude suggère qu'un accès à une quantité plus importante d'arbres d'alimentation pour le Grand Pic, dans les forêts résiduelles entourées d'une grande quantité de forêts propices à l'espèce, entraînerait une concentration moins élevée de marques d'alimentation dans nos sites d'étude. De plus, ce résultat peut potentiellement nous informer sur le positionnement de ces habitats les uns par rapport aux autres. En effet, il faut rappeler que l'Abitibi-Ouest est une région agricole comprenant une proportion

élevée de forêts fragmentées de petite taille. Une quantité élevée d'habitats pour le Grand Pic dans un rayon de 1 km semble donc indiquer une proximité potentielle entre ces petites forêts, présentant une structure et une configuration en forme de grappes d'habitats pour les sites les plus utilisés pour l'alimentation. Enfin, l'effet de dilution n'est pas apparent pour nos marques anciennes qui cumulent plusieurs années d'activité alimentaire, où les arbres sénescents et morts, excavés à des fins d'alimentation par le Grand Pic, peuvent rester sur pied de 10 à 30 ans selon les essences (Angers et al. 2010). Les marques anciennes d'alimentation se répartissent alors vraisemblablement sur l'ensemble des parcelles de forêts explorées par le Grand Pic au sein de son domaine vital.

La relation positive entre la proportion (%) de peuplements résineux autour des sites et le nombre de marques d'alimentation anciennes fait ressortir le rôle important des essences résineuses comme substrats alimentaires pour le Grand Pic, non seulement à l'échelle locale des sites (Figure 1.11) mais également au pourtour de nos sites d'étude. Le sapin baumier (*Abies balsamea*), le pin gris (*Pinus banksiana*) et l'épinette blanche (*Picea glauca*) sont les essences résineuses sur lesquelles des marques d'alimentation ont été détectées lors de notre étude. À titre informatif, pour les essences feuillues, des marques d'alimentation ont été trouvées sur du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), du bouleau blanc (*Betula papyrifera*), du peuplier baumier (*Populus balsamifera*) et du saule (*Salix sp.*). Les travaux de Gasse (2007) réalisés en Abitibi-Ouest, portant sur l'alimentation du Grand Pic ont également montré l'importance des essences résineuses comme substrats alimentaires pour le Grand Pic. Dans son étude, parmi les arbres vivants de gros diamètre, les conifères ont été préférés aux feuillus pour l'alimentation, ce qui serait probablement lié au fait que l'écorce des conifères est plus tendre que celle des feuillus (Gasse 2007). Bien que le peuplier faux-tremble et le sapin baumier ont été les essences d'arbres les plus utilisées pour l'alimentation du Grand Pic, Gasse (2007) souligne que le Grand Pic préfère s'alimenter sur des essences résineuses que sur des essences feuillues lorsque les deux types d'essences sont à proximité. Nappi et al. (2015) ont

fait des suivis focaux du comportement alimentaire du Grand Pic dans la forêt continue du lac Duparquet. Ils n'ont pas observé que le Grand Pic exerce une préférence pour les conifères au détriment des feuillus. L'étude de Flemming (1999) montre également l'importance des essences résineuses, notamment du sapin baumier (*Abies balsamea*), pour l'alimentation du Grand Pic au Nouveau-Brunswick, dans l'est du Canada. Dans l'état de New-York, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Angleterre, le sapin baumier (*Abies balsamea*) et les épinettes seraient considérés comme les espèces les plus touchées et attaquées par les fourmis charpentières, ces dernières étant une ressource alimentaire essentielle pour le Grand Pic (Sanders, Données non publiées; *in* Gasse, 2007). Toutefois, les essences d'arbres préférées pour l'alimentation du Grand Pic vont différer dépendamment de la composition régionale en essences de la forêt. En effet, son aire de répartition est étendue en Amérique du Nord. Elle couvre le Canada d'ouest en est et s'étend jusqu'au sud de la Floride (Bull et Jackson 2011). Par exemple, dans le Maine, aux États-Unis, le Grand Pic préfère de loin l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) au sapin baumier (*Abies balsamea*) (Gunn et Hagan Iii 2000).

1.6.3 Effet de la connectivité structurelle et fonctionnelle

Les modèles qui incorporaient des variables du contexte du paysage, entourant nos forêts résiduelles, ont contribué à améliorer notre capacité à prévoir la distribution de l'activité alimentaire du Grand Pic dans les bois de la matrice agricole de notre région d'étude. Toutefois, la connectivité structurelle, soit la distance entre les forêts résiduelles et le massif d'habitats (> 200 ha) le plus proche, ainsi que la connectivité fonctionnelle des bois présents en milieu agricole de la forêt boréale mixte d'Abitibi n'ont pas amélioré nos modèles prévisionnels de la distribution des marques d'alimentation fraîches et anciennes du Grand Pic. Ainsi, nos résultats sont contraires à ce que Melles et al. (2012) ont observé pour l'occurrence de nids de la Paruline à capuchon (*Setophaga citrina*) dans les bois agricoles du sud de l'Ontario, concernant la connectivité fonctionnelle qui améliorerait leurs modèles prévisionnels.

En d'autres mots, nous avons supposé que le fait qu'un bois soit mieux connecté fonctionnellement aux autres forêts (en raison d'une distance d'un kilomètre de traversée de milieux ouverts) serait une meilleure variable prévisionnelle qu'une mesure contextuelle de quantité de forêts ou de connectivité structurelle non fondée sur les capacités de mouvements de l'espèce. Nos résultats montrent plutôt que la quantité et la composition de forêts dans un certain rayon (1 km et 900 m) centré sur nos bois s'avèrent plus explicatifs de l'activité alimentaire du Grand Pic que le degré de connectivité fonctionnelle de nos bois. Cette faible contribution de la configuration spatiale des habitats résiduels (absence d'effets de la connectivité structurelle et fonctionnelle), dans l'explication de la distribution des marques d'alimentation fraîches et anciennes du Grand Pic, vient corroborer le rôle mitigé joué par la configuration spatiale dans la réponse de l'avifaune boréale à la fragmentation de son habitat (Drapeau et al. 2000, Schmiegelow et Mönkkönen 2002); la configuration spatiale des forêts résiduelles étant moins importante que la composition et la quantité de forêts dans les paysages boréaux aménagés. Cette tolérance de l'avifaune boréale aux changements de configuration spatiale de son habitat pourrait être liée à l'adaptation de ses populations aux régimes naturels de perturbations qui ont historiquement fragmenté de manière récurrente les massifs forestiers sur de grandes superficies de territoire (Drapeau et al. 2016).

1.7 Conclusion

Les forêts isolées en milieu agricole contiennent des conditions d'habitat propices pour leur occupation par le Grand Pic, notamment pour leur alimentation. C'est ce que l'on peut confirmer avec les marques d'alimentation anciennes et fraîches dénombrées dans nos sites d'étude, peu importe leur degré d'isolement. Toutefois, malgré une abondance comparable d'arbres propices à la nidification du Grand Pic dans nos sites d'étude (Cadieux, 2017), le faible nombre de cavités de reproduction de Grand Pic dénombrées indique que la matrice agricole semble avoir un effet

négalif sur leur établissement dans ce paysage. Le faible effectif de cavités de nidification trouvées n'a pu permettre une investigation plus approfondie des effets respectifs de la quantité de forêts, de la diversité, de la composition et de la configuration du couvert forestier.

Une faible occupation de bois agricoles par le Grand Pic pour la reproduction, combinée à une forte utilisation pour son alimentation est un résultat contrasté qui pointe vers le fait qu'il est possible qu'en zone agricole, les couples nicheurs se concentrent en bordure de cette zone (Figure 1.13). Toutefois, ces couples augmenteraient leur domaine vital (réduction de la densité d'individus nicheurs) en incorporant à l'intérieur de la matrice agricole plusieurs forêts résiduelles pour s'y alimenter. La capacité du Grand Pic à moduler la taille de son domaine vital en fonction de la configuration spatiale de son habitat est bien connue (Renken et Wiggers 1989, Mellen et al. 1992, Bull et Holthausen 1993, Bonar 2001, Tomasevic et Marzluff 2018) et pourrait expliquer les patrons d'occupation des forêts résiduelles que nous observons dans notre paysage agricole. Pour mieux comprendre ces patrons, il faudrait toutefois mener des travaux sur les mouvements journaliers et saisonniers des individus nicheurs et non-nicheurs (juvéniles en dispersion) au moyen de balises GPS pour déterminer l'étendue des domaines vitaux pendant la saison de reproduction, de même que durant le cycle annuel de ces oiseaux résidant dans cet écosystème.

Dans un contexte d'aménagement d'habitats à haute valeur écologique pour le Grand Pic, il est clair que la conservation de peupliers faux-trembles et de sapin baumier sénescents ou morts de grande taille (> 20 cm DHP) pour son alimentation est primordiale pour le maintien de l'espèce. La conservation de gros peuplier faux-tremble (> 40 cm DHP) est également essentielle pour la création de cavités utilisées en temps de reproduction (Cadieux 2011, Cadieux et Cheveau En préparation). Il faut rappeler que ces arbres, présents au cœur de forêts âgées, permettent également la reproduction d'une faune diversifiée dépendante de ces arbres (Drapeau et al. 2009,

Cadieux 2011, Cadieux 2017). Bien que l'importance de ces arbres soit mise de l'avant dans plusieurs études (Franklin et al 2002, Martin et al. 2004, Ouellet-Lapointe et al. 2012) dont la nôtre, l'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi, incluant la MRC Abitibi-Ouest, ne fait pas mention, à notre connaissance, de lignes directrices concrètes concernant le maintien des arbres fauniques en forêt privée au sein de leur *plan de protection et de mise en valeur des forêts privées de la région de l'Abitibi* (ARFPA 2014). L'agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi est l'un des partenaires de la forêt privée au ministère forêts, faune et parcs du Québec. Elle s'appuie sur ce plan qui est empreint des stratégies ainsi que des pratiques de l'aménagement durable, adapté au contexte des forêts privées. Bien que des objectifs sur la conservation de la biodiversité soient mentionnés dans ce plan, le maintien des arbres fauniques et des fragments de forêts âgées ne semble pas dans les priorités de cette agence, malgré une volonté d'amélioration des habitats fauniques et de protection de leur milieu naturel de la part de la majorité des propriétaires des forêts privées en Abitibi (Côté et al., 2012). Il devient donc urgent d'incorporer des lignes directrices susceptibles de conserver des arbres d'intérêt fauniques de fort diamètre dans les bois privés pour favoriser la persistance du Grand Pic, mais également des espèces cavicoles qui utilisent les cavités de Grand Pic (hiboux, canards et autres espèces) qui dépendent de ces cavités pour se reproduire (Cadieux, 2017). Des stratégies de rétention ciblées sur des arbres ou des bouquets d'arbres particuliers pourraient être incorporés aux outils d'aménagement en forêts privées. Plus spécifiquement, à la lumière des résultats de notre étude qui a su montrer l'influence à la fois des conditions locales et du contexte adjacent de la forêt résiduelle sur la présence du Grand Pic (soit son activité alimentaire) en milieu agricole, nous proposons des mesures stratégiques visant le maintien de peupliers faux-trembles de grande taille, soit une rétention ciblée en bouquet de tiges de peuplier faux-tremble (> 35 cm DHP) avec option de recruter de futures tiges (> 20 cm DHP). Afin d'identifier les forêts résiduelles où effectuer une rétention ciblée de tiges, une sélection de forêts propices au Grand Pic pourrait être

effectuée de manière similaire à celle effectuée dans notre étude, soit à l'aide de la carte écoforestière et de critères qui définissent l'habitat du Grand Pic ainsi que son contexte adjacent. Ainsi, la sélection devrait prioriser les forêts résiduelles qui présentent les critères de conditions locales d'habitat de l'espèce (Taille > 10 ha; Dominance ou codominance de peuplier faux-tremble (> 50 % de surface terrière); Hauteur > 12 m; Âge > 50 ans) et qui comprennent la plus grande quantité de peuplements résineux dans un rayon ~ 1 km (centré sur la forêt résiduelle). Dans un contexte de sollicitation précipitée à la coupe des bois privées pouvant entraîner potentiellement une baisse locale des populations de Grand Pic et des autres espèces cavicoles en milieu forestier fragmenté par l'agriculture, il est primordial de réfléchir à des stratégies concrètes pouvant amener un soutien à leurs populations.

1.8 Littérature citée

- A. Cushman, S. et K. McGarigal. 2004. Patterns in the species–environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*. 105: 1, 117-124.
- Aitken, K. E. H. 2002. Nest-site availability, selection and reuse in a cavity-nesting community in forests of interior British Columbia. University of British Columbia. 70 p.
- Aitken, K. E. H. et K. Martin. 2004. Nest cavity availability and selection in aspen-conifer groves in a grassland landscape. *Canadian Journal of Forest Research*. 34: 2099-2109.
- Alatalo, R. V., A. Carlson et A. Lundberg. 1988. Nest cavity size and clutch size of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* breeding in natural tree-holes. *Ornis Scandinavica*. 317-319.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of a suitable habitat: a review. *Oikos*. 71: 355-366.
- Angelstam, P. et L. Andersson. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 16: S3, 38-51.
- Angers, V. A., P. Drapeau et Y. Bergeron. 2010. Snag degradation pathways of four North American boreal tree species. *Forest Ecology and Management*. 259: 3, 246-256.
- ARFPA. 2014. Plan de protection et de mise en valeur des forêts privées de la région de l'Abitibi. Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi.
- Aubry, K. B. et C. M. Raley. 2002. The Pileated Woodpecker as a keystone habitat modifier in the Pacific Northwest. In: Laudenslayer, W. F. , Shea, Jr. P. J., Valentine, B., Weatherspoon, C. P. et Lisle, T.E. (Eds), *Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western*

- forests (Reno, NV, November 2-4, 1999). Albany, CA: USDA Forest Service, 257-274.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, S. Walker, R. H. B. Christensen, H. Singmann, B. Dai et G. Grothendieck (2015). Package 'lme4'
- Bélisle, M., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology*. 82: 7, 1893-1904.
- Berg, Å., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell et J. Weslien. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology*. 8: 3, 718-731.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology*. 72: 6, 1980-1992.
- Bergeron, Y., A. Leduc, H. Morin et C. Joyal. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 25: 8, 1375-1384.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle*. 75: 1, 49-54.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*. 36: 1, 81-95.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, A. W. Diamond et P. D. Taylor. 2006. Independent effects of fragmentation on forest songbirds: An organism-based approach. *Ecological Applications*. 16: 3, 1076-1089.
- Bibby, C., N. Burgess et D. Hill (1992). *Bird census techniques*, Oxford, UK: Academic Press. 257 p

- Block, W. M. et L. A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology. p. 35-91. In: Current ornithology. Springer.
- Bonar, R. L. 2000. Availability of Pileated Woodpecker cavities and use by other species. Journal of Wildlife management. 64: 1, 52-59.
- Bonar, R. L. 2001. Pileated Woodpecker habitat ecology in the Alberta foothills. University of Alberta. 75 p.
- Buff, E. L. et T. R. Torgersen. 1995. Down logs as habitat for forest-dwelling ants: the primary prey of Pileated Woodpeckers in northeastern Oregon.
- Bull, E. L. 1987. Ecology of the pileated woodpecker in northeastern Oregon. Journal of Wildlife Management 51: 472-481.
- Bull, E. L. et R. S. Holthausen. 1993. Habitat use and management of pileated woodpeckers in northeastern Oregon. Journal of Wildlife Management. 57: 2, 335-343.
- Bull, E. L. et J. A. Jackson. 1995. Pileated woodpecker. The Birds of North America. 148.
- Bull, E. L. et J. A. Jackson. 2011. « Pileated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*) ». Cornell Lab of Ornithology. En ligne. <<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/148>>.
- Bunn, A. G., D. L. Urban et T. Keitt. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. Journal of environmental management. 59: 4, 265-278.
- Burke, D. M. et E. Nol. 2000. Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. Ecological Applications. 10: 6, 1749-1761.

- Burnham, K. P. et D. R. Anderson. 2003. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media p.
- Cadieux. 2011. Dynamique de la faune cavicole le long d'un gradient d'âge en forêt boréale mixte de l'est de l'Amérique du Nord. M. Sc. Thesis. Université du Québec à Montréal. Montréal. 85 p.
- Cadieux. 2017. Diversité et fonction de la faune cavicole à la transition de la forêt boréale mixte et résineuse de l'est du Canada. Thèse. 168 p.
- Cadieux et Cheveau. En préparation. Guide d'aménagement de l'habitat du Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) au Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- Carpentier, S. 2015. Services écologiques et aménagement forestier-vers une nouvelle approche en forêt privée du sud du Québec. 95 p.
- Cockle, K. L., K. Martin et T. Wesoloski. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9: 7, 377-382.
- Cockle, K. L., K. Martin et G. Robledo. 2012. Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management*. 264: 0, 210-219.
- Conner, R. N. 1980. Foraging habitats of woodpeckers in southwestern Virginia. *Journal of Field Ornithology*. 51: 2, 119-127.
- Cornelius, C., K. Cockle, N. Politi, I. Berkunsky, L. Sandoval, V. Ojeda, L. Rivera, M. Hunter Jr et K. Martin. 2008. Cavity-nesting birds in neotropical forests: Cavities as a potentially limiting resource. *Ornitologia Neotropical*. 19: SUPPL., 253-268.

- Côté, Boucher et Thiffault. 2009. Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc : importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique. *Le naturaliste canadien*. 133 p.
- Côté, M.-A., D. Gilbert et S. Nadeau. 2012. Caractérisation des profils, des motivations et des comportements des propriétaires forestiers québécois par territoire d'agence régionale de mise en valeur des forêts privées. 98 p.
- Crooks, K. R. et M. Sanjayan. 2006. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, 693 p.
- D'Eon, R. 2007. Aménagement écosystémique. Réseau de gestion durable des forêts. 6 p.
- Dansereau, P. et Y. Bergeron. 1993. Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1, 25-32.
- Desmarteau. 2016. L'accaparement des terres: dure réalité aussi en Abitibi-Témiscamingue. Radio Canada International.
- Desrochers, A. et S. J. Hannon. 1997. Gap Crossing Decisions by Forest Songbirds during the Post-Fledging Period: Decisiones de Cruce de Claros por Aves Paserinas de Bosques Durante el Periodo Post-Juvenil. *Conservation Biology*. 11: 5, 1204-1210.
- Donovan, T. M., R. H. Lamberson, A. Kimber, F. R. Thompson III et J. Faaborg. 1995. Modeling the effects of habitat fragmentation on source and sink demography of Neotropical migrant birds. *Conservation Biology*. 9: 6, 1396-1407.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*. 70: 3, 423-444.
- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau et M. Saint-Germain. 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*. 85: 227-234.

- Drapeau, P., M.-A. Villard, A. Leduc et S. J. Hannon. 2016. Natural disturbance regimes as templates for the response of bird species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*.
- Drapeau, P., A. Leduc, B. Jobin, L. Imbeau et M. Desrochers. 2019. Chapitre 4 – Changements d’habitat et de répartition des oiseaux nicheurs d’un atlas à l’autre. In Robert, M., M.-H. Hachey, D. Lepage and A.R. Couturier (éditeurs), pp 35-55. Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d’Oiseaux Canada, Montréal, xxv. 694 p.
- Duranleau, J. 2018. 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?
- Elchuck, C. L. et K. L. Wiebe. 2003. Home-range size of northern flickers (*Colaptes auratus*) in relation to habitat and parental attributes. *Canadian Journal of Zoology*. 81 p.
- Fischer, J. et D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 3, 265-280.
- Fleishman, E., R. B. Blair et D. D. Murphy. 2001. Empirical validation of a method for umbrella species selection. *Ecological Applications*. 11: 5, 1489-1501.
- Flemming, S. P., G. L. Holloway, E. J. Watts et L. P.S. 1999. Characteristics of foraging trees selected by pileated woodpeckers in New Brunswick. *Journal of Wildlife management* 63: 461-469.
- FPFQ. 2015. La forêt privée chiffrée. Fédération des producteurs forestiers du Québec. 28 p.
- Gagnon, D. 2004. La forêt naturelle du Québec, un survol. Rapport préparé pour la Commission d’étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Groupe de

recherche en écologie forestière interuniversitaire. Université du Québec à Montréal.

- Gaines, W. L., P. H. Singleton et R. C. Ross. 2003. Assessing the cumulative effects of linear recreation routes on wildlife habitats on the Okanogan and Wenatchee National Forests. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-586. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 79 p. 586.
- Gasse, A. 2007. Importance des arbres de grande taille en forêt boréale mixte sur la distribution des oiseaux cavicoles ainsi que sur les patrons d'alimentation du Grand Pic (*Dryocopus pileatus*). M. Sc. Thesis. Université du Québec à Montréal. Montréal. 88 p.
- Gauthier, S., A. Leduc et Y. Bergeron. 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. p. 417-434. In: Global to Local: Ecological Land Classification. Springer Netherlands.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Québec. Presses de l'Université du Québec, 568 p.
- Gil-Tena, A., L. Brotons, M.-J. Fortin, F. Burel et S. Saura. 2013. Assessing the role of landscape connectivity in recent woodpecker range expansion in Mediterranean Europe: forest management implications. European Journal of Forest Research. 132: 1, 181-194.
- Gobeil, J. F. et M. A. Villard. 2002. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. Oikos. 98: 3, 447-458.
- Grenier, N., B. Goulet, P. Vachon, J. Rivard, L. Cardinal et S. Poitras. 2015. Paysages ruraux d'intérêt sur le territoire de la MRC d'Abitibi-Ouest. Aecom.
- Grondin, P. 2003. Information écologique et planification forestière au Québec, Canada. Gouv. du Québec, Ministère des Forêts, Direction de la Recherche, 10 p.

- Gunn, J. S. et J. M. Hagan Iii. 2000. Woodpecker abundance and tree use in uneven-aged managed, and unmanaged, forest in northern Maine. *Forest Ecology and Management*. 126: 1, 1-12.
- Haila, Y. 1983. Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonization. *Oikos*. 334-351.
- Harvey, B. 1999. The Lake Duparquet research and teaching forest: building a foundation for ecosystem management. *The Forestry Chronicle*. 75: 3, 389-393.
- Hobson, K. A. et E. Bayne. 2000. Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixedwoods of western Canada. *The Wilson Bulletin*. 112: 3, 373-387.
- Howell, T. R. 1952. Natural history and differentiation in the yellow-bellied sapsucker *The Condor* 54 237-279.
- Imbeau, L. 2001. Effets à court et à long terme de l'aménagement forestier sur l'avifaune de la forêt boréale et une de ses espèces-clés : le Pic tridactyle. Ph. D. Thesis. Université Laval. Québec. 125 p.
- Imbeau, L. et A. Desrochers. 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *The Journal of wildlife management*. 222-231.
- Jackson, J. A. et H. R. Ouellet. 2002. Downy woodpecker. *The Birds of North America*. 613 p.
- Jackson, J. A. et B. J. S. Jackson. 2004. Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *The Condor*. 106: 1, 37-49.
- Jie, C., C. Jing-Zhang, T. Man-Zhi et G. Zi-tong. 2002. Soil degradation: a global problem endangering sustainable development. *Journal of Geographical Sciences*. 12: 2, 243-252.

- Kamnyev, A. L. 2013. The Role of Patch Size, Isolation, and Forest Condition on Pileated Woodpecker Occupancy in Southwestern Ohio. 51p.
- Keitt, T. H., D. L. Urban et B. T. Milne. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology*. 1: 1, 4.
- Kneeshaw, D. et S. Gauthier. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental Reviews*. 11: 99-114.
- Kouki, J. et A. Väänänen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Ornis Fennica*. 77: 4, 145-154.
- Lambeck, R. J. 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*. 11: 4, 849-856.
- Lampila, P., M. Mönkkönen et A. Desrochers. 2005. Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology*. 19: 5, 1537-1546.
- Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Université du Québec à Montréal.
- Lemaître, J. et M.-A. Villard. 2005. Foraging patterns of pileated woodpeckers in a managed Acadian forest: a resource selection function. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 2387-2393.
- Lindenmayer, D. B. et J. F. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press p.
- MAPAQ. 2017. <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Regions/abitibitemiscamingue>. Agriculture, Pêcheries et Alimentation Québec.
- Marchais, M. 2017. Les changements de composition dans la forêt boréale mixte de l'ouest du Québec depuis la colonisation euro-canadienne. Mémoire. 35 p.

- Martin, K. et J. M. Eadie. 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*. 115: 2-3, 243-257.
- Martin, K., K. E. H. Aitken et K. L. Wiebe. 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.
- Maser, C., R. G. Anderson, K. J. Cromack, J. T. Williams et R. E. Martin. 1979. Dead and down woody material. p. 78-95. In: *Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington*, Tomas, J. W. U.S. Department of Agriculture Forest Service. Agriculture Handbook No. 553.
- Mazerolle, M. J. (2015). Package 'AICcmodavg'
- McClelland, B. R. et P. T. McClelland. 1999. Pileated woodpecker nest and roost trees in Montana: Links with old-growth and forest 'health'. *The Wildlife Society Bulletin*. 27: 3, 846-857.
- Mellen, T. K., E. C. Meslow et R. W. Mannan. 1992. Summertime home range and habitat use of pileated woodpeckers in western Oregon. *Journal of Wildlife Management*. 56: 1, 96-103.
- Melles, S., M.-J. Fortin, D. Badzinski et K. Lindsay. 2012. Relative importance of nesting habitat and measures of connectivity in predicting the occurrence of a forest songbird in fragmented landscapes. *Avian Conserv. Ecol.* 7: 3.
- MFFP. 2015. *Stratégies d'aménagement durable des forêts*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.
- MFFP. 2016. *Aménagement durable des forêts*. Ministère du Québec Forêts Faune et Parcs.

- MFFP. 2017a. Aires infestées par la livrée des forêts au Québec en 2017, Version 1.0. Gouvernement du Québec. Direction de la protection des forêts: 14 p.
- MFFP. 2017b. Stratégie d'aménagement durable des forêts et enjeux d'aménagement. Ministère du Québec Forêts Faune et Parcs.
- Mikusiński, G., M. Gromadzki et P. Chylarecki. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*. 15: 1, 208-217.
- Mikusiński, G. 2006. Woodpeckers: distribution, conservation, and research in a global perspective. *Annales Zoologici Fennici*. 43: 86-95.
- Morin, H., D. Laprise et Y. Bergeron. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks near Lake Duparquet, Abitibi region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 23: 8, 1497-1506.
- Morrison, J. L. et W. C. Chapman. 2005. Can urban parks provide habitat for woodpeckers? *Northeastern Naturalist*. 12: 3, 253-262.
- Moulinier, J., F. Lorenzetti et Y. Bergeron. 2013. Effects of a forest tent caterpillar outbreak on the dynamics of mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Ecoscience*. 20: 2, 182-193.
- Nappi, A., P. Drapeau et A. Leduc. 2015. How important is dead wood for woodpeckers foraging in eastern North American boreal forests? *Forest Ecology and Management*. 346: 0, 10-21.
- Norris, D. R. et B. J. Stutchbury. 2001. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology*. 15: 3, 729-736.
- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall et M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: an application of graph theory. *Biological Conservation*. 130: 1, 70-83.
- Opdam, P. et A. Schotman. 1987. Small woods in rural landscape as habitat islands for woodland birds. *Acta oecol., oecol. Gen.* 8: 2, 269-274.

- Ouellet-Lapointe, U. 2010. Le maintien des espèces cavicoles dans les paysages aménagés en forêt boréales mixtes de l'est du Canada. M. Sc. Thesis. Université du Québec à Montréal. Montréal. 75 p.
- Ouellet-Lapointe, U., P. Drapeau, P. Cadieux et L. Imbeau. 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.
- Radio Canada. 2013. L'agriculture par correspondance : les terres d'Abitibi-Témiscamingue vendues à des acheteurs étrangers. Radio Canada.
- Raphael, M. G. et M. White. 1984. Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs*. 86.
- Rayfield, B., M.-J. Fortin et A. Fall. 2011. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology*. 92: 4, 847-858.
- Regos, A., L. Imbeau, M. Desrochers, A. Leduc, M. Robert, B. Jobin, L. Brotons et P. Drapeau. 2018. Hindcasting the impacts of land-use changes on bird communities with species distribution models of Bird Atlas data. *Ecological Applications*. 28: 7, 1867-1883.
- Renken, R. B. et E. P. Wiggers. 1989. Forest Characteristics Related to Pileated Woodpecker Territory Size in Missouri. *The Condor*. 91: 3, 642-652.
- Roberge, J.-M. et P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*. 18: 1, 76-85.
- Roberge, J. et P. Angelstam. 2009. Selecting species to be used as tools in the development of forest conservation targets. Setting conservation targets for managed forest landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.

- Robert, M., M.-H. Hachey, D. Lepage et A. R. Couturier. 2019. Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Montréal : Regroupement QuébecOiseaux.
- Rodrigue, P. 2018. Le démarcheur forestier a déniché 135 000 mètres cubes de bois. Le Citoyen, Rouyn-Noranda. Abitibi-Ouest.
- Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W. D. Robinson. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: the use of critical thresholds for habitat. *The Forestry Chronicle*. 86: 5, 589-596.
- Saint-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004. Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 34: 3, 677-685.
- Sanders, C. 1964. The biology of carpenter ants in New Brunswick. *The Canadian Entomologist*. 96: 06, 894-909.
- Saucier, J., J. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 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.
- Savignac, C. 1996. Sélection de l'habitat par le grand pic (*Dryocopus pileatus*) à différentes échelles spatiales dans la région de la Mauricie. Université Laval. Québec. 82 p.
- Savignac, C. et C. S. Machtans. 2006. Habitat requirements of the Yellow-bellied Sapsucker, *Sphyrapicus varius*, in boreal mixedwood forests of northwestern Canada. *Canadian Journal of Zoology*. 84: 9, 1230-1239.
- Schmiegelow, F. K., C. S. Machtans et S. J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*. 78: 6, 1914-1932.

- Schmiegelow, F. K. A. et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications*. 12: 2, 375-389.
- Sólymos, P., C. L. Mahon, T. Fontaine et E. M. Bayne. 2015. Predictive Models for Estimating the Cumulative Effects of Human Development on Migratory Landbirds in the Oil Sands Areas of Alberta. Technical Report, Joint Oil Sands Monitoring: Cause-Effects Assessment.
- Spellerberg, I. F. et P. J. Fedor. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global Ecology and Biogeography*. 12: 3, 177-179.
- Stewart, L. M. et R. J. Robertson. 1999. The role of cavity size in the evolution of clutch size in Tree Swallows. *The Auk*. 553-556.
- Stokland, J. N., J. Siitonen et B. G. Jonsson. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press p.
- Systèmes Sphinx et GIPTAAQ. 2017. Annexe 2016/2017 : Données sur le territoire en zone agricole par région administrative, par mrc et par territoire équivalent au 31 mars 2017. Commission de protection du territoire agricole du Québec.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein et G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 571-573.
- Team, R. C. (2015). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing En ligne. <<https://www.R-project.org/>>.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. *Conservation biology*.
- Thomas, J. W. 1979. Wildlife habitat in managed forests in the blue mountains of Oregon and Washington. Forest Service. Agriculture Handbook No. 553. U.S. Department of Agriculture.

- Thomson, J. R., E. Fleishman, R. Mac Nally et D. S. Dobkin. 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.
- Tischendorf, L. et L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*. 90: 1, 7-19.
- Tjernberg, M., K. Johnsson et S. G. Nilsson. 1993. Density variation and breeding success of the black woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. *Ornis Fennica*. 70: 155-155.
- Tomasevic, J. A. et J. M. Marzluff. 2018. Use of suburban landscapes by the Pileated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*). *The Condor: Ornithological Applications*. 120: 4, 727-738.
- Torgersen, T. R. et E. L. Bull. 1995. Down logs as habitat for forest-dwelling ants--the primary prey of pileated woodpeckers in northeastern Oregon. *Northwest Science*.
- Urban, D. et T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*. 82: 5, 1205-1218.
- Vaillancourt, M.-A., L. Bélanger, Y. Bergeron, P. Drapeau, D. Fortin, G. Daniel, S. Gauthier, L. Imbeau, D. Kneeshaw, C. Messier, A. Leduc, F. Raulier et J.-C. Ruel. 2009. Avis scientifique portant sur les forêts mûres et surannées. 51 p.
- Vergara, P. M., S. Saura, C. G. Pérez-Hernández et G. E. Soto. 2015. Hierarchical spatial decisions in fragmented landscapes: Modeling the foraging movements of woodpeckers. *Ecological Modelling*. 300: 0, 114-122.
- Villard, M.-A., M. K. Trzcinski et G. Merriam. 1999. Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*. 13: 4, 774-783.
- Vincent, J. S. et L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extinction des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géogr. Phys. Quat*. 31: 357-372.

- Virkkala, R., T. Alanko, T. Laine et J. Tiainen. 1993. Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation*. 66: 1, 47-53.
- Virkkala, R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*. 43: 2, 82-85.
- Voulligny, C. et S. Gariépy. 2008. Les friches agricoles au Québec: état des lieux et approches de valorisation. Agriculture et Agroalimentaire Canada.

1.9 Figures

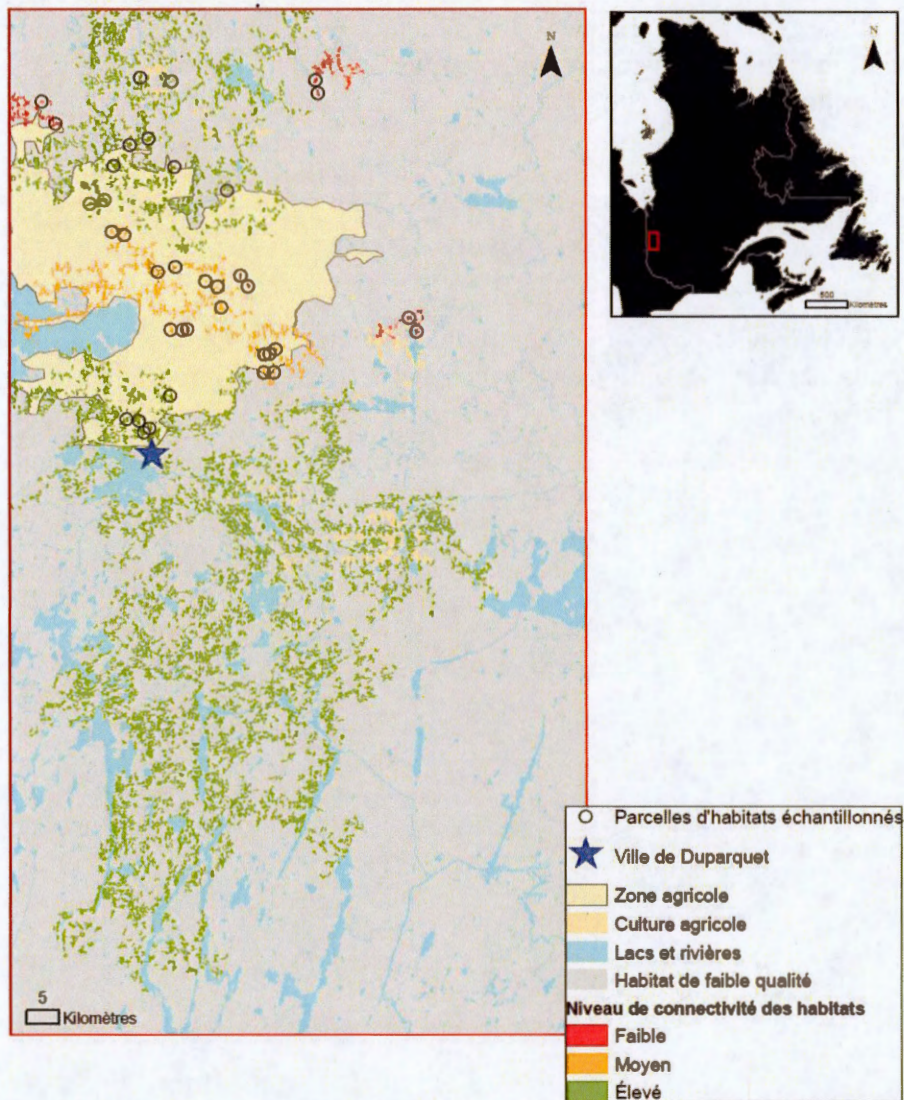


Figure 1.1 Carte localisant les 37 sites échantillonnés (représentés par des points) en fonction des agglomérations d'habitats du Grand Pic connectés fonctionnellement sur la base de leurs mouvements saisonniers (en fonction d'une distance maximale de 1 km à traverser un champ agricole) en Abitibi-Ouest. Le territoire échantillonné est dans la zone agricole (représentée en beige) et couvre un gradient de connectivité fonctionnelle faible, moyen et élevé (voir section 1.3.2). La zone en gris ne compte pas une matrice dominée par l'agriculture, mais comprend des coupes récentes, de jeunes forêts, des terres en friches de même que des terres agricoles marginales.

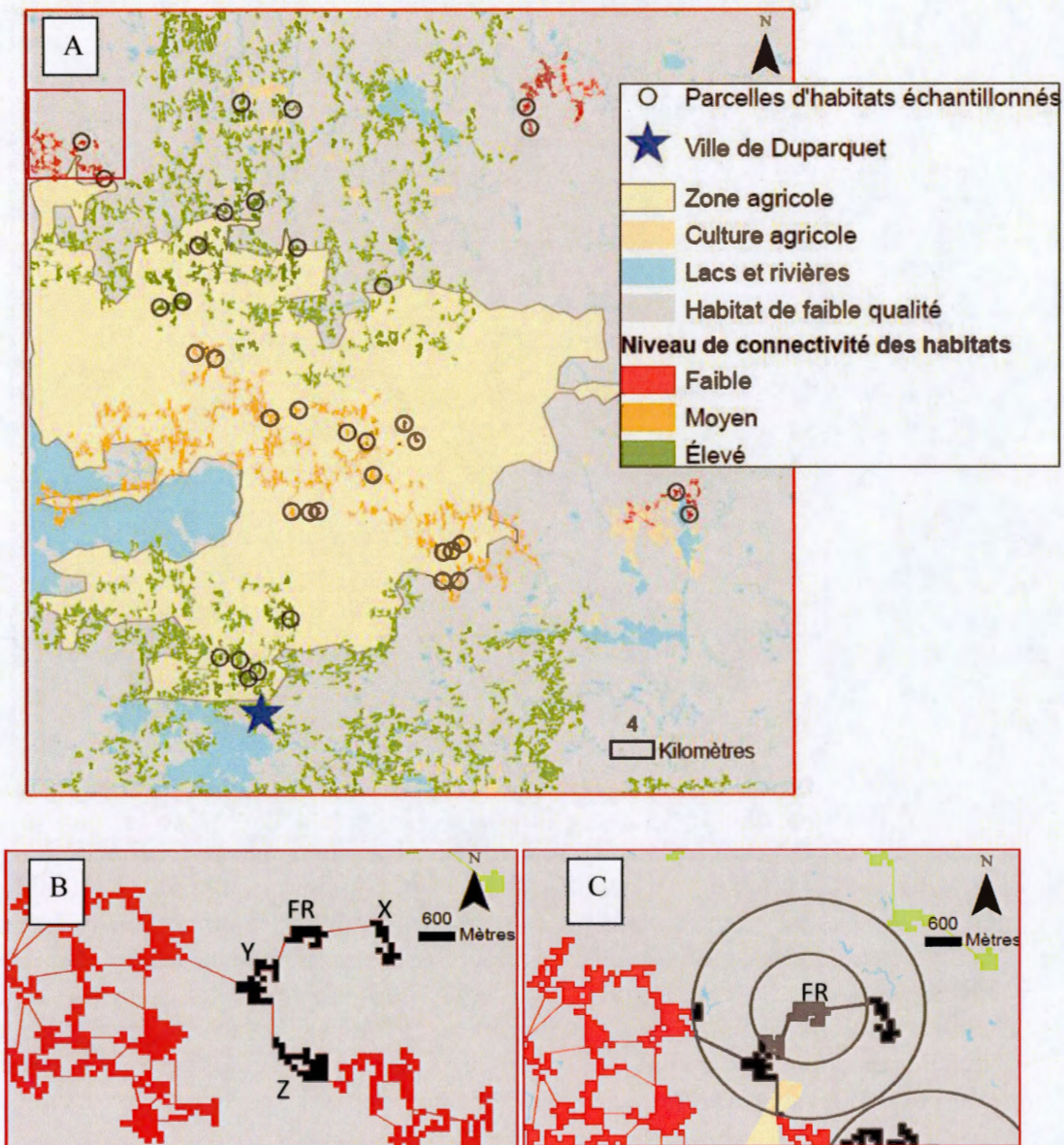


Figure 1.2 Carte représentant les indices de connectivité structurelle et fonctionnelle utilisés dans l'étude. A) Taille d'agglomération d'habitats basée sur les mouvements saisonniers du Grand Pic (ha), B) Taille d'agglomération d'habitats basée sur les mouvements journaliers (Exemple X-Y-Z) du Grand Pic (ha) en partant d'une forêt résiduelle (FR) C) Quantité de forêts (ha) se trouvant dans un rayon de 1 km et 2 km (en noir) centré sur une forêt résiduelle (FR).

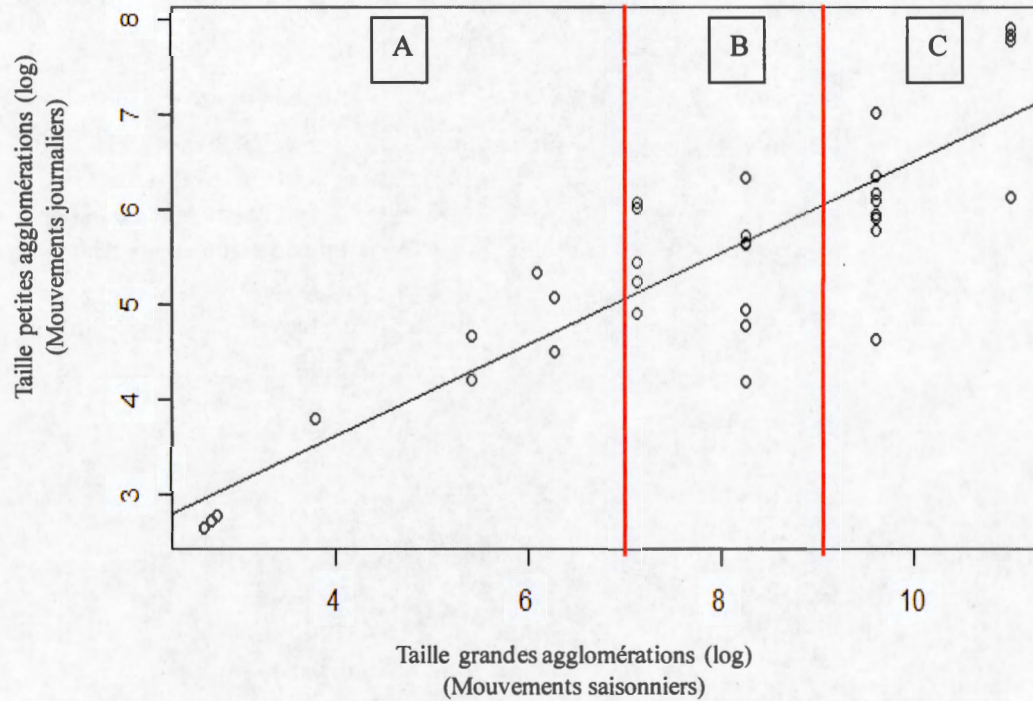


Figure 1.3 Régression linéaire entre deux variables de connectivité fonctionnelle, soit la taille d'agglomération d'habitats (ha) basée sur les mouvements journaliers du Grand Pic des 37 sites échantillonnés (représentées par des points) en fonction de la taille d'agglomération d'habitats (ha) basée sur les mouvements saisonniers du Grand Pic sous échelle logarithmique ($R^2 = 0,77$, $p = 9,529e-13$). Les trois niveaux de connectivité fonctionnelle y sont présentés A) faible, B) moyen et C) élevé. Les mesures de connectivité sont réalisées à partir de la carte écoforestière du 4^e décennal, comprenant les mises à jour de coupes forestières pour l'année 2017.

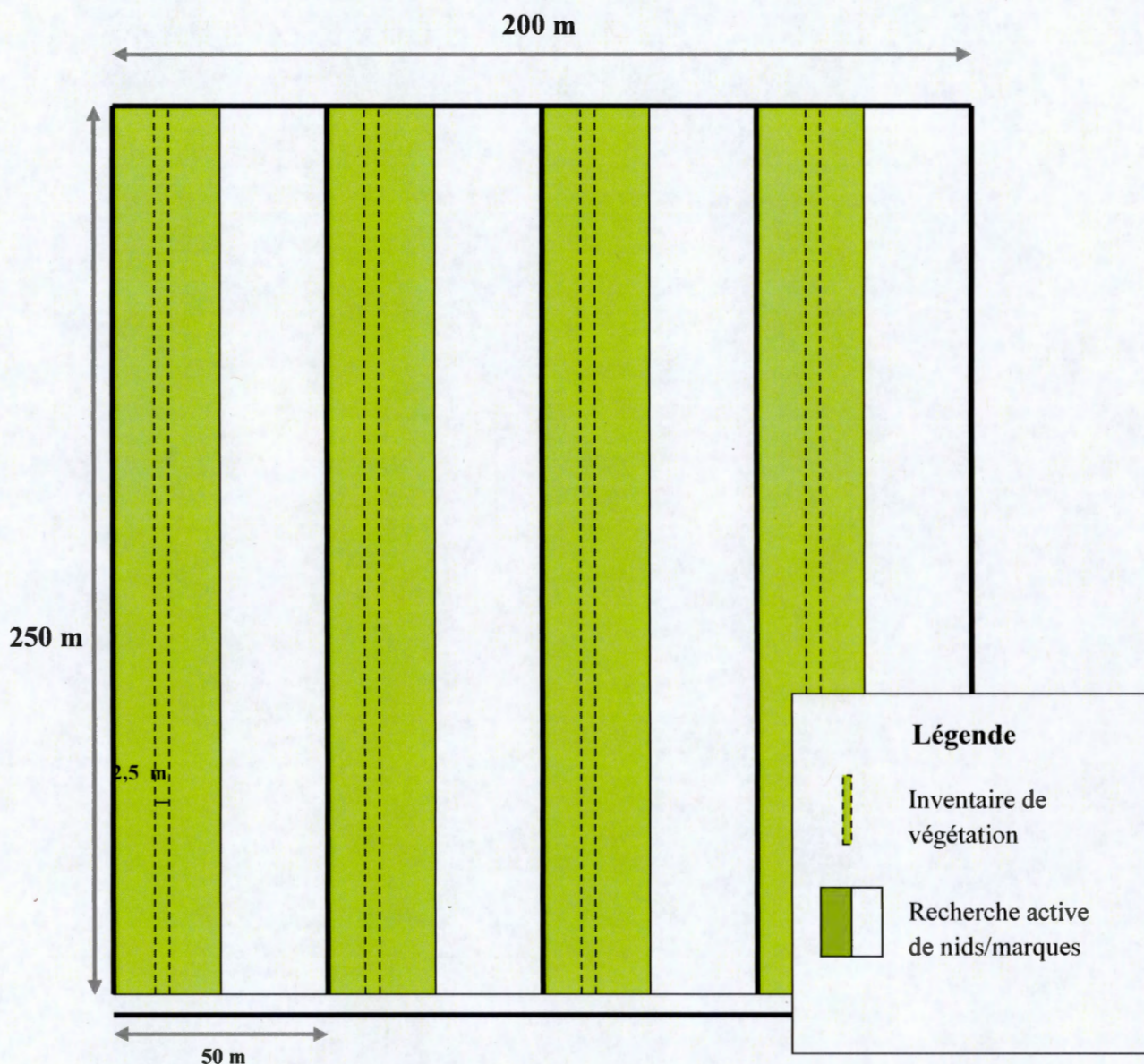


Figure 1.4 Procédure de recherche des cavités de reproduction et d'alimentation ainsi que d'inventaire des caractéristiques locales de l'habitat dans nos 37 sites d'étude. Une superficie de 5 ha est échantillonnée systématiquement pour l'inventaire de marques d'alimentation et de cavités de nidification au moyen de 4 transects (250 X 50 m) qui couvrent toute la superficie et de 4 transects (250 X 2,5 m) qui couvrent ensemble 0,25 ha pour l'inventaire de végétation.

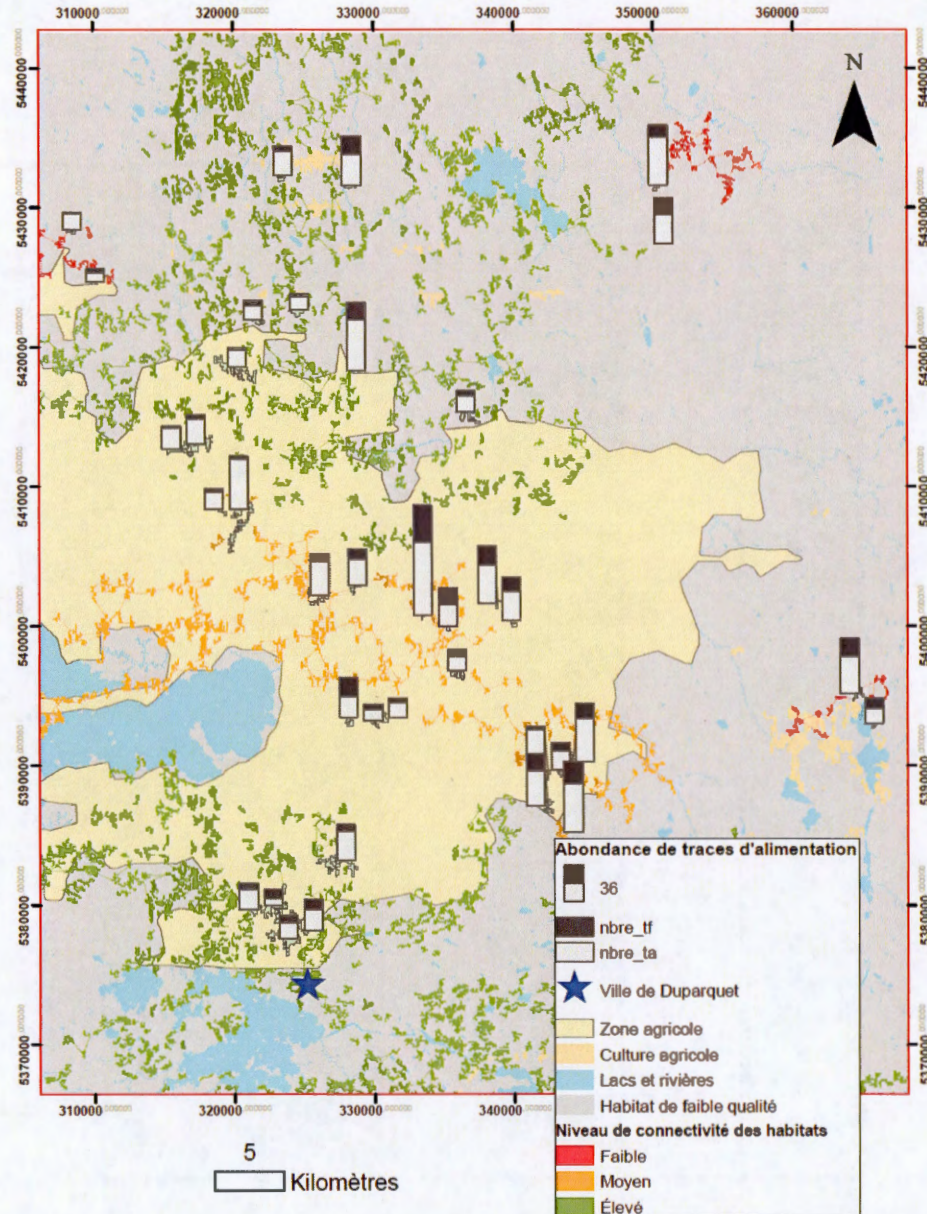


Figure 1.5 Carte de répartition de l'abondance des marques d'alimentation fraîches (nbre_tf) et anciennes (nbre_ta) entre 37 parcelles d'habitats forestiers propices pour l'occupation du Grand Pic en Abitibi-Ouest (ouest du Québec), selon un gradient de connectivité fonctionnelle entre les habitats (Faible, Moyen, Élevé). La zone agricole est délimitée et représentée (en beige) sur la carte. La zone en gris ne compte pas une matrice dominée par l'agriculture, mais comprend des coupes récentes, de jeunes forêts, des terres en friches de même que des terres agricoles marginales.

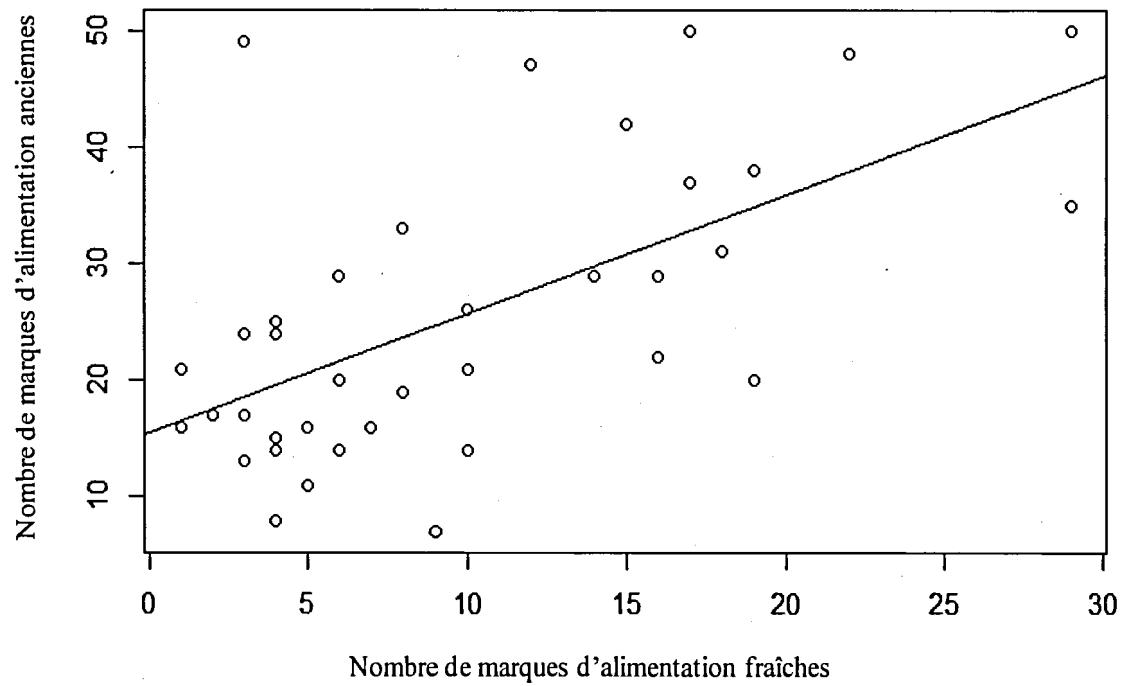


Figure 1.6 Relation linéaire entre le nombre de marques d'alimentation anciennes et fraîches dans les 37 sites échantillonnés ($R^2 = 0,38$, $p\text{-value} = 5,121e-05$).

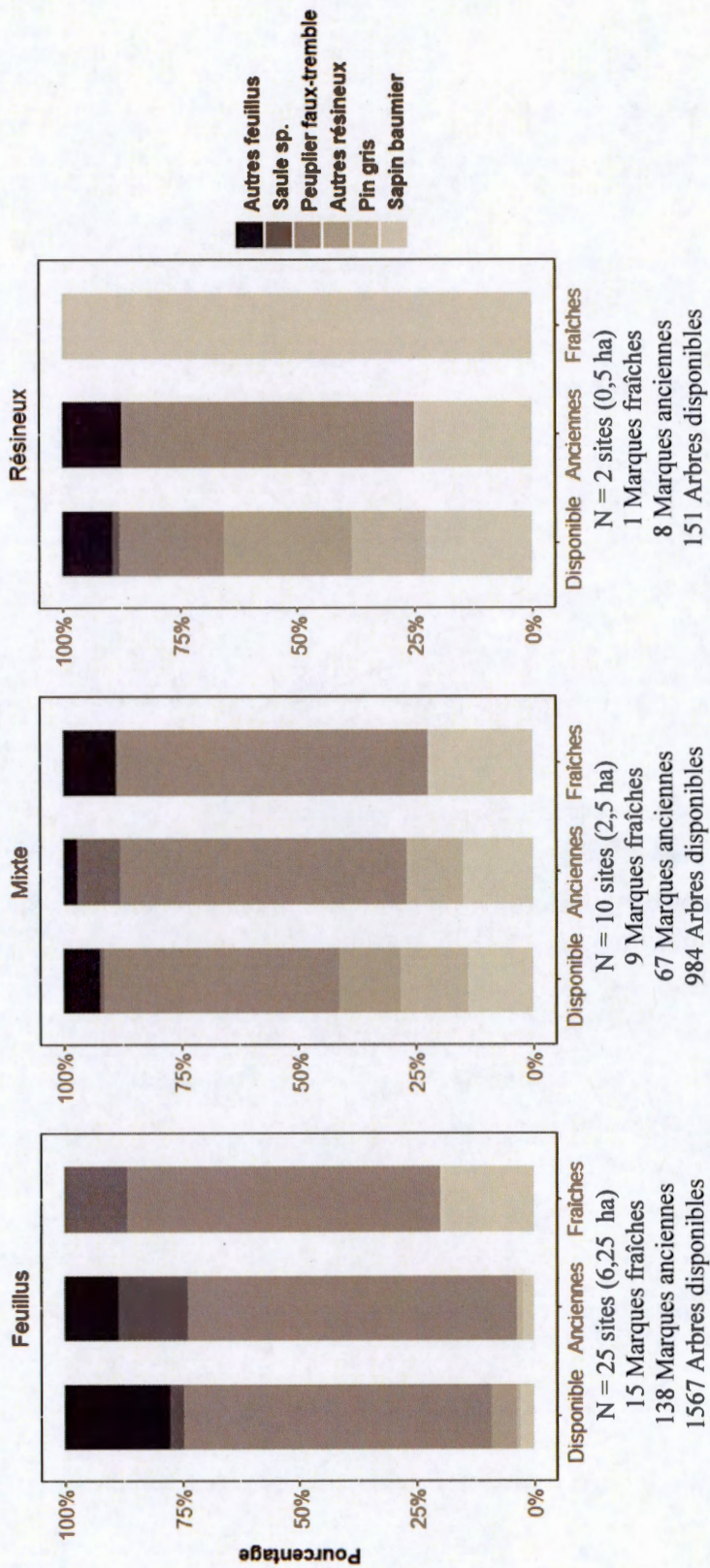


Figure 1.7 Proportion (%) des essences d'arbres d'alimentation sélectionnées par le Grand Pic pour les marques fraîches et anciennes par rapport à la disponibilité des essences pour l'ensemble des 37 sites échantillonnés. En se basant sur les données de la carte écoforestière de 4^e décennal, les sites ont été catégorisés selon le type de peuplement dominant, soit feuillu, mixte et résineux. Cette dominance a été établie selon la surface terrière résineuse relative (%) de chacun des sites (Dominance feuillus = Entre 0 et 25 %; dominance mixte = Entre 25 % et 50 %; dominance résineuse = Plus de 50 %). Les arbres disponibles pour l'alimentation du Grand Pic sont des arbres de plus de 20 cm de DHP, en déclin, sénescents ou morts.

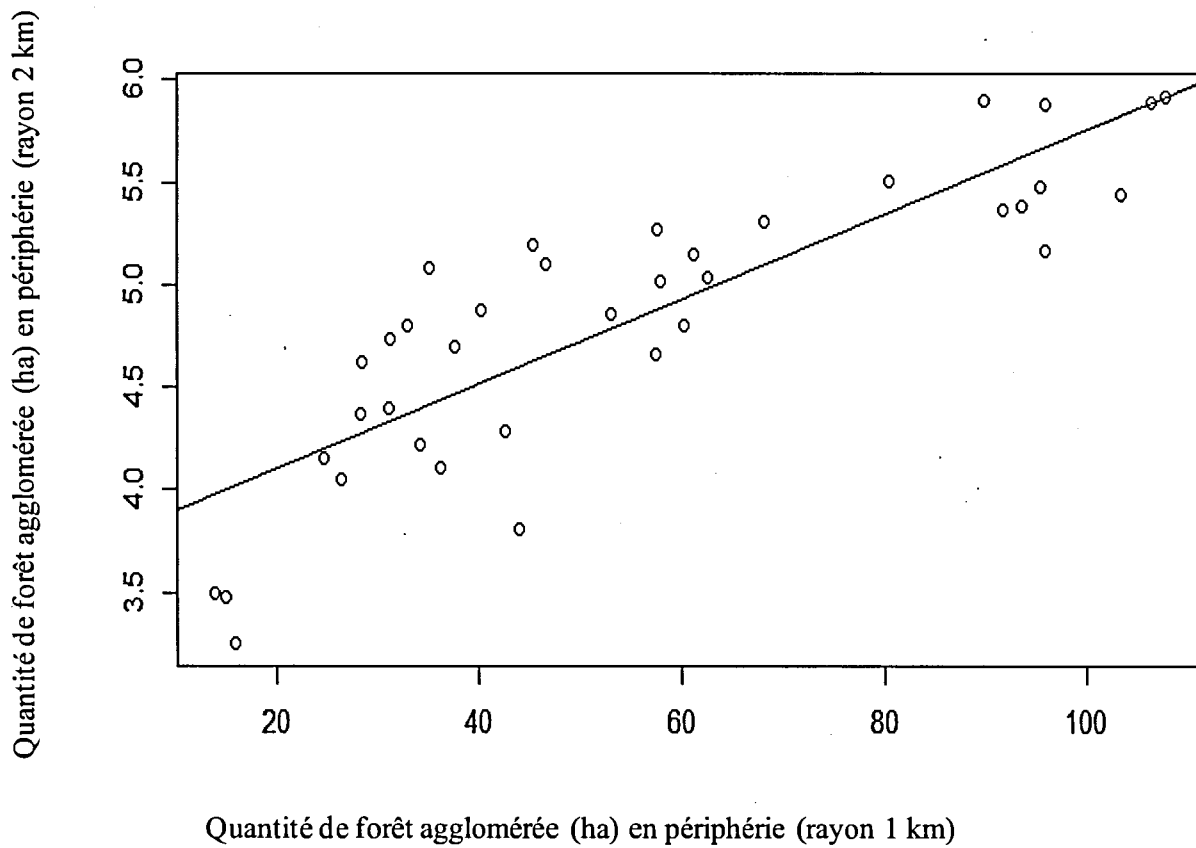


Figure 1.8 Régression linéaire de la quantité de forêts (sous échelle logarithmique) se trouvant dans un rayon de 2 km qui est centré sur les 37 forêts résiduelles (représentées par des points) en fonction de la quantité de forêts (ha) se trouvant dans un rayon de 1 km ($R^2 = 0,73$, $p\text{-value} = 1,67e-11$). Les mesures de quantité de forêts sont réalisées à partir de la carte écoforestière du 4^e décennal, comprenant les mises à jour de coupes forestières pour l'année 2017.

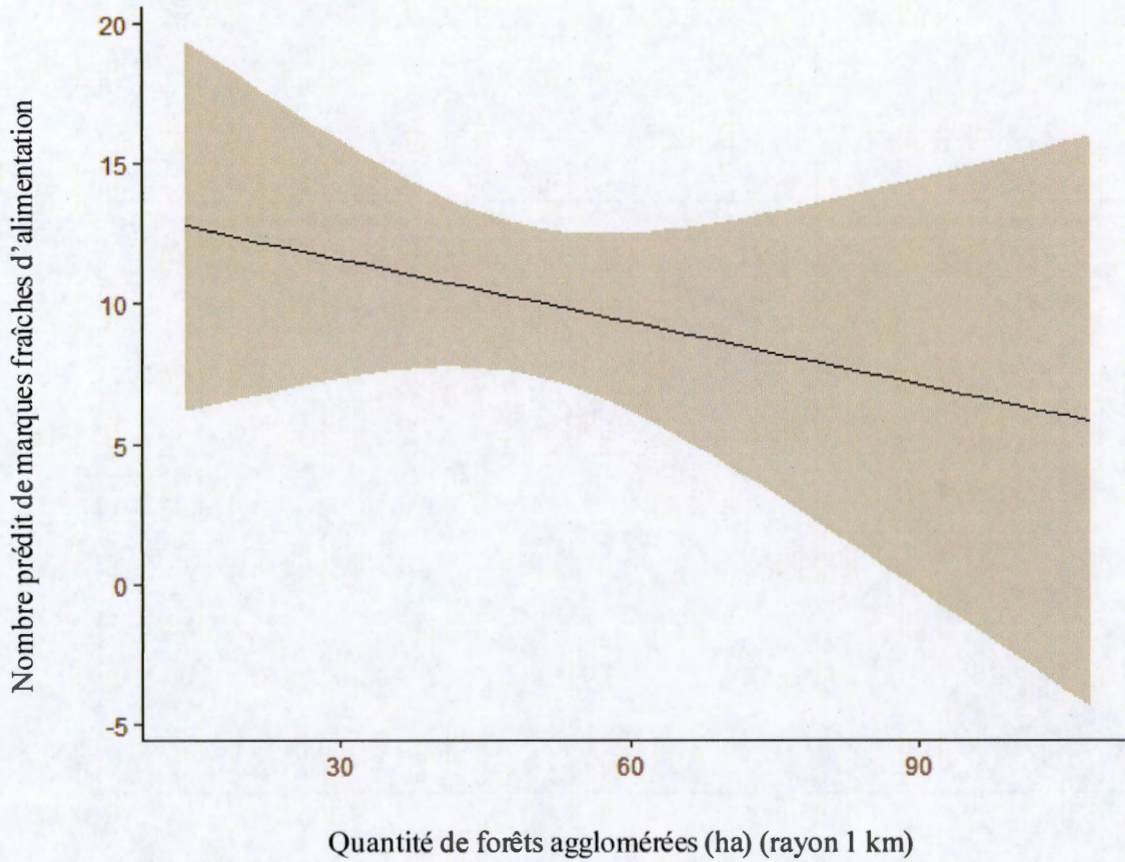


Figure 1.9 Relation entre le nombre de marques d'alimentation fraîches prédit en fonction de la quantité de forêts (ha) dans un rayon de 1 km centré sur les 37 sites échantillonnés (incluant la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP comme covariable), tirée de la régression linéaire multiple portant sur le contexte adjacent aux sites de l'étude.

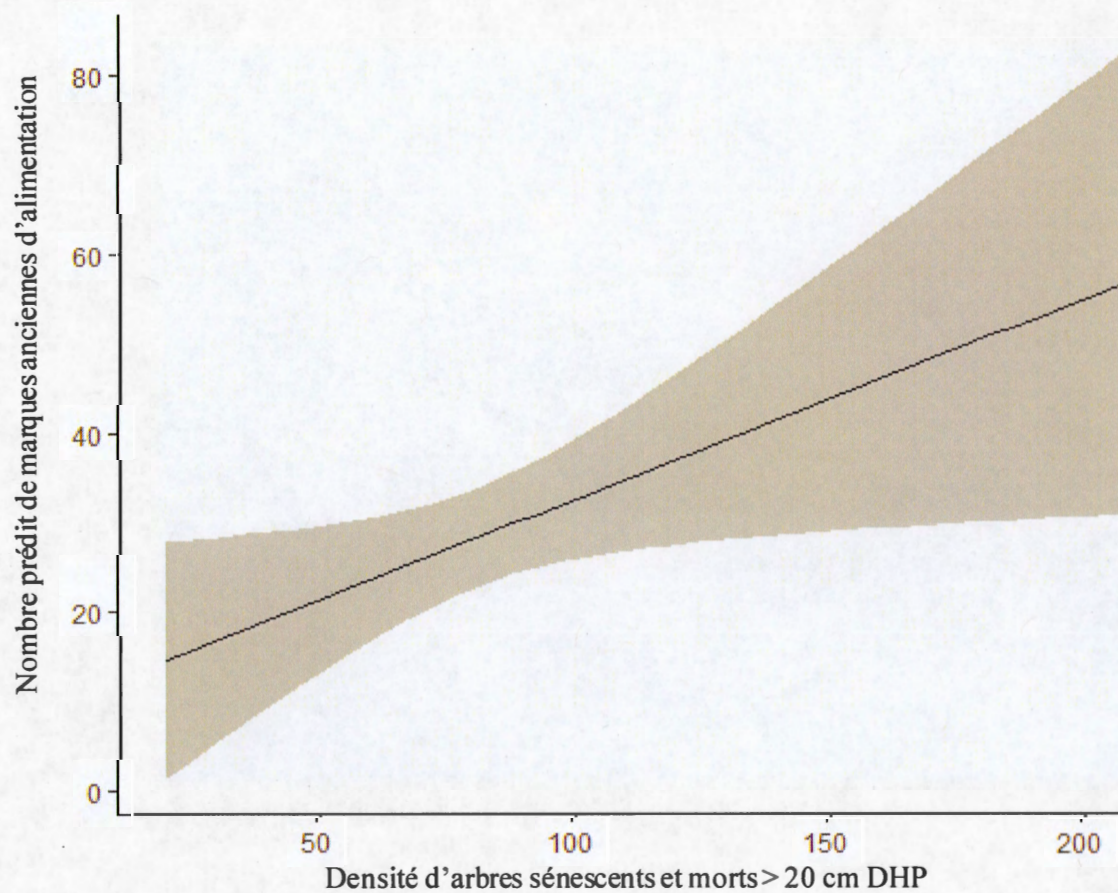


Figure 1.10 Relation entre le nombre de marques d'alimentation anciennes prédit et la densité d'arbres morts et sénescents > 20 cm de DHP tirée de la régression linéaire multiple portant sur les conditions d'habitat locales.

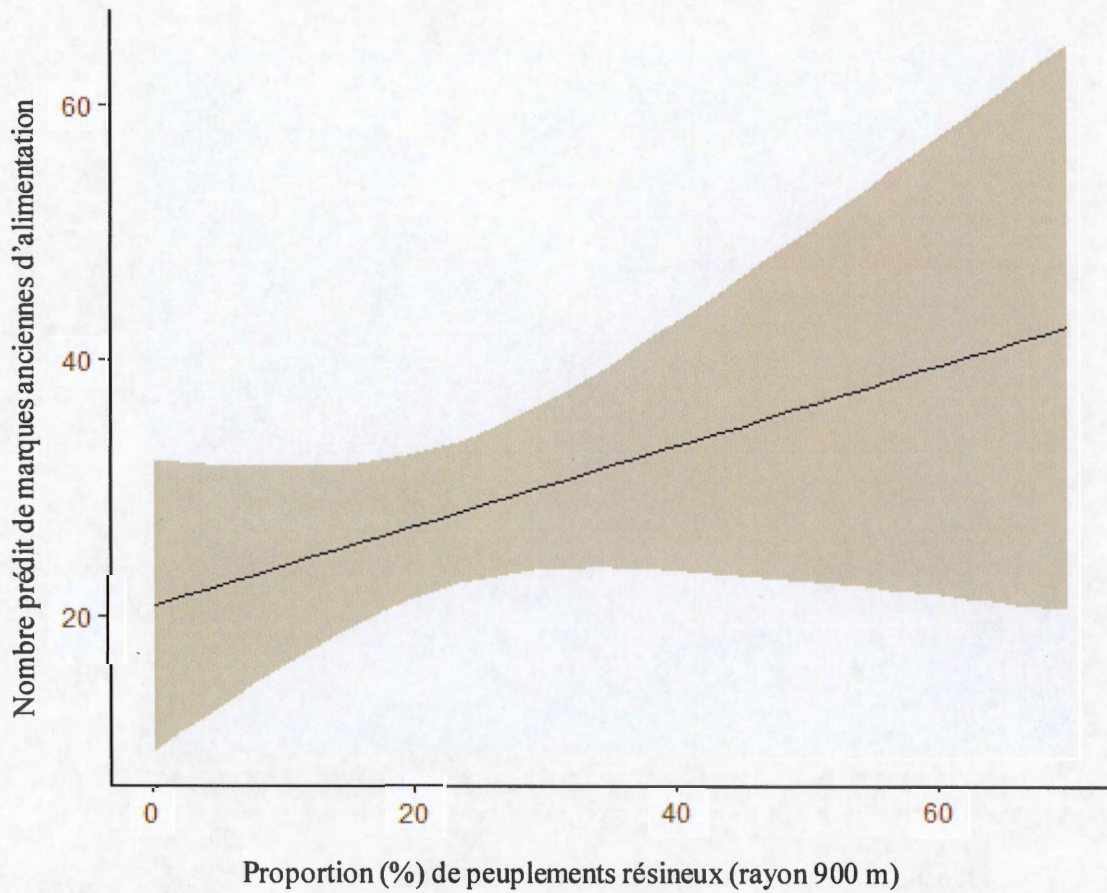


Figure 1.11 Relation entre le nombre de marques d'alimentation anciennes prédit en fonction de la proportion (%) de peuplements résineux se trouvant dans un rayon de 900 m centré sur les 37 sites échantillonnés (incluant la densité d'arbres sénescents et morts de 20 cm de DHP comme covariable), tirée de la régression linéaire multiple portant sur le contexte adjacent aux sites de l'étude.

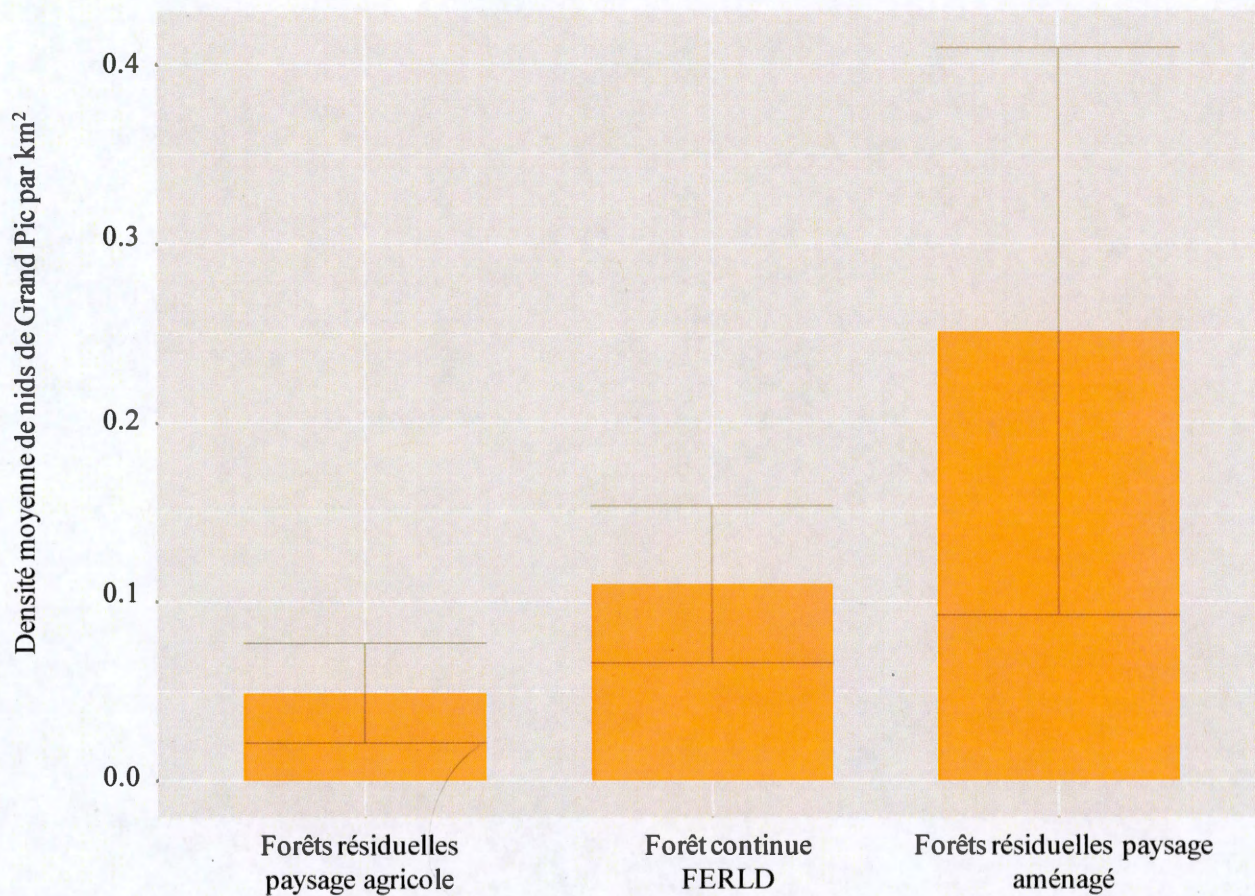


Figure 1.12 Estimation de la densité de nids de Grand Pic par km² en fonction d'un effort de recherche active de cavités dans la zone de conservation du massif de forêts continues de la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD), dans les forêts résiduelles de l'agglomération de coupes du paysage aménagé adjacent à la FERLD et dans les forêts résiduelles de la zone agricole de la MRC d'Abitibi-Ouest.

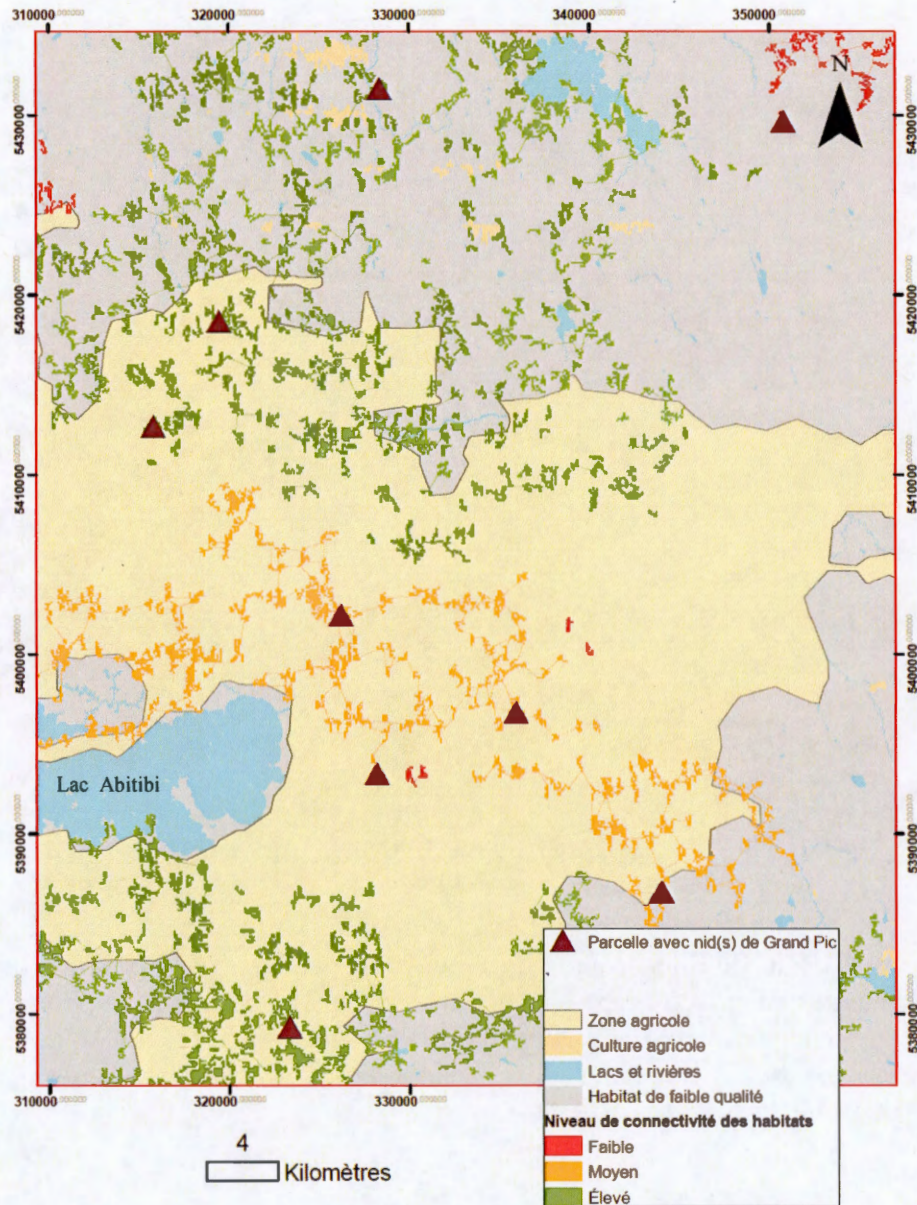


Figure 1.13 Carte de répartition des neuf parcelles d'habitats forestiers propices pour l'occupation du Grand Pic en Abitibi-Ouest (ouest du Québec), renfermant au moins un nid ancien ou récent de Grand Pic, selon un gradient de connectivité fonctionnelle entre les habitats (Faible, Moyen, Élevé). La zone agricole est délimitée et représentée (en beige) sur la carte. La zone en gris ne compte pas une matrice dominée par l'agriculture, mais comprend des coupes récentes, des jeunes forêts, des terres en friches de même que des terres agricoles marginales.

1.10 Tableaux

Tableau 1.1 Liste des variables d'intérêt mesurées à l'échelle du site échantillonné (locale) et du paysage. Une série d'hypothèses sur leurs effets sur la distribution des marques d'alimentation du Grand Pic, dans les bois d'un paysage agricole en forêt boréale mixte de l'Abitibi, a été ajoutée.

Échelle	Type de variable	Nom de la variable	Description et hypothèse
Site (Locale)	Composition en essences	dens20_pet	Densité du peuplier faux-tremble de > 20 cm de DHP (Nombre de tiges / ha). H1 : Les sites ayant une densité de peupliers faux-trembles élevée seront davantage utilisés par le Grand Pic, dû à l'importance reconnue de cette essence pour l'alimentation du Grand Pic et pour la nidification des utilisateurs de cavités.
		dsen20_sab	Densité du sapin baumier de > 20 cm de DHP (Nombre de tiges / ha). H2 : Les sites ayant une densité de sapin baumier élevée seront davantage utilisés par le Grand Pic, dû à l'importance reconnue de cette essence pour l'alimentation du Grand Pic.
		dsen20_con; dsen_conTot	Densité de toutes les essences résineuses de > 20 cm de DHP et totale (Nombre de tiges / ha). H3 : Les sites ayant une densité élevée d'essences résineuses, seront davantage utilisés par le Grand Pic, dû à l'importance reconnue des essences résineuses pour l'alimentation du Grand Pic.
		surface20_rel	Surface terrière relative (%) d'arbres résineux de > 20 cm de DHP (m² / ha). H4 : Les sites ayant un pourcentage élevé d'arbres résineux seront davantage sélectionnés par le Grand Pic, dû à l'importance reconnue des essences résineuses pour son alimentation.
		surface_saf; surface_sar	Surface terrière de souches anthropiques feuillues / résineuses (m² / ha). H5 : Les sites seront peu sélectionnés par le Grand Pic s'ils comportent davantage de coupes forestières, créant ainsi des ouvertures dans l'habitat.

Site (Locale)	Strates/essence dominantes	prop_o	Proportion (%) de stations caractérisant la végétation, ayant une dominance d'ouvertures (ex. coupe forestière, champs, arbuste, herbacées). H6 : Les sites seront peu sélectionnés s'ils ont une fréquence élevée d'ouvertures, réduisant ainsi la quantité d'arbres adéquats pour l'alimentation et la reproduction.
Site (Locale)	Structure du peuplement	age_dendro	Âge du site mesuré par dendrochronologie. H7 : Les sites plus âgés seront davantage utilisés par le Grand Pic puisqu'ils sont susceptibles de comporter plus d'arbres sénescents et morts de fort diamètre qui sont adéquats pour son alimentation et sa reproduction.
		Taille	Taille du site. H8 : Les sites de plus grandes tailles seront davantage utilisés par le Grand Pic puisqu'ils sont susceptibles de comporter plus d'arbres sénescents et morts de fort diamètre qui sont adéquats pour son alimentation et sa reproduction.
Site (Locale)	Dégradation des arbres	dsenmort20; dsenmortTot	Densité d'arbres sénescents, morts ou avec présence du carpophore <i>Phellinus tremulae</i> de > 20 cm de DHP et totale (Nombre de tiges par hectare). H9 : Les sites comprenant une forte densité d'arbres sénescents, morts ou avec présence du carpophore <i>Phellinus tremulae</i> seront davantage utilisés pour l'alimentation du Grand Pic. Ce champignon entraîne la pourriture du cœur du peuplier faux-tremble et facilite l'excavation de cavités par le Grand Pic.
Contexte adjacent aux sites (Paysage)	Composition forestière en périphérie	divess	Diversité de la composition des peuplements (Feuillus, mixtes, résineux) à l'échelle du paysage, basée sur l'indice de Shannon-Weaver dans un rayon de 900 m. H10 : Les sites étant entourés et composés par des peuplements de forêts, comprenant une diversité plus élevée de types de peuplements, auront un taux d'occupation par le Grand Pic plus élevé. Ce dernier est associé à la forêt de type mixte notamment pour son alimentation.

		prop_con_r900m; prop_feu_r900m; prop_mix_r900m	Proportions (%) de peuplements résineux, feuillus et mixtes à l'échelle du paysage dans un rayon de 900 m centré sur le site échantillonné. H11 : Les sites étant entourés par un pourcentage plus élevé de peuplements mixtes seront davantage utilisés que ceux dont les peuplements de forêts feuillus ou résineux dominant, puisque le Grand Pic nécessite à la fois la présence d'arbres feuillus et résineux. Le Grand Pic est associé aux vieilles forêts mixtes.
Contexte adjacent aux sites (Paysage)	Quantité de forêts en périphérie	quantité_for_1km quantité_for_2km	Quantité de forêts (ha) se trouvant dans un rayon de 1 et 2 km centré sur le site échantillonné. H12 : Les sites ayant une grande quantité de forêts en périphérie (rayon 1 km, 2 km) seront davantage utilisés pour l'alimentation du Grand Pic et la nidification des utilisateurs de cavités ces habitats lui permettant d'accéder à une plus grande quantité de forêts à proximité.
Connectivité structurelle (Paysage)	Connectivité entre les habitats	distance	Distance (en km) d'une parcelle échantillonnée à un massif d'habitats (> 200 ha). H13 : Les sites ayant une courte distance à un massif d'habitats (> 200 ha) seront davantage utilisés pour l'alimentation du Grand Pic.
Connectivité fonctionnelle (Paysage)		mouvements_jour	Taille de l'agglomération des habitats (ha) définie sur la base des mouvements journaliers du Grand Pic. H14 : Les sites ayant une grande taille d'agglomération d'habitats liés aux mouvements journaliers du Grand Pic seront davantage utilisés pour son alimentation du Grand Pic et la nidification des utilisateurs de cavités; ces habitats lui permettant d'accéder une plus grande quantité de forêts.
		mouvements_sais	Taille d'agglomération des habitats (ha) définie sur la base des mouvements saisonniers du Grand Pic, à partir des données de la carte écoforestière 4^e décennal. H15 : Les sites ayant une grande taille d'agglomération d'habitats liés aux mouvements

saisonniers du Grand Pic seront davantage utilisés pour son alimentation et la nidification des utilisateurs de cavités; ces habitats lui permettant d'accéder une plus grande quantité de forêts.

Tableau 1.2 Échelle, moyenne, écart-type et amplitude (valeur minimale maximale) de chaque variable d'intérêt sélectionnée dans les analyses de l'étude.

Variables	Échelle	Moyenne	Écart-type	Amplitude
Taille petites agglomérations (ha) (Journaliers)	Paysage	510,84	± 740,16	14 à 2737
Taille grandes agglomérations (ha) (Saisonniers)	Paysage	12846,09	± 19881,33	14,03 à 60331,70
Distance au massif (En km)	Paysage	9,33	± 4,05	1,41 à 17,99
Quantité de forêts propiceau Grand Pic (ha) (Rayon 1 km)	Paysage	55,43	± 28,62	14,03 à 107,84
Quantité de forêt propice au Grand Pic (ha) (Rayon 2 km)	Paysage	154,50	± 96,19	25,81 à 373,33
Proportion (%) de peuplements feuillus (Rayon 900 m)	Paysage	38,01	± 17,82	1,15 à 69,99
Proportion (%) de peuplements mixte (Rayon 900 m)	Paysage	8,67	± 6,14	0,04 à 19,94
Proportion (%) de peuplements résineux(Rayon 900 m)	Paysage	14,87	± 16,90	0,00 à 69,65
Diversité de peuplements feuillus, mixtes et résineux (Indice de Shannon)	Paysage	0,69	± 0,28	0,07 à 1,06
Taille du site échantillonné (ha)	Locale	52,60	± 52,30	11,02 à 179,25
Abondance marques d'alimentation Fraîches (Nombre marques / 5 ha)	Locale	9,59	± 6,64	1 à 22
Abondance marques d'alimentation Anciennes (Nombre marques / 5 ha)	Locale	25,59	± 12,46	7 à 50
Âge dendrochronologique	Locale	73,76	± 11,98	53 à 96
Densité arbres sénescents / morts / > 20 cm DHP (Nombre tiges / ha)	Locale	76,43	± 40,34	20 à 208
Densité arbres sénescents / morts (Total) (Nombre tiges / ha)	Locale	184	± 91,71	44 à 400
Densité arbres résineux > 20 cm DHP(Nombre tiges / ha)	Locale	78,16	± 91,25	0 à 312
Densité arbres résineux (Total) (Nombre tiges / ha)	Locale	283,57	± 379,68	0 à 1332
Densité de peuplier faux-tremble > 20 cm DHP (Nombre tiges / ha)	Locale	176,32	± 64,34	48 à 284
Densité de sapin baumier > 20 cm DHP (Nombre tiges / ha)	Locale	19,24	± 26,50	0 à 80
Surface terrière relative d'arbres résineux > 20 cm DHP (%)	Locale	17,59	± 16,37	0,00 à 58,66

Surface terreière souches anthropiques résineuses(m ² /ha)	Locale	0,24	± 0,61	0,00-2,43
Surface terreière souches anthropiques feuillues(m ² /ha)	Locale	1,51	± 2,16	0,00-6,65
Proportion (%) de stations caractérisées par un milieu ouvert	Locale	48,20	± 22,88	0-100

Tableau 1.3 Liste des meilleurs modèles (< 2 Δ AICc) mettant en relation l'abondance de marques d'alimentation fraîches et anciennes en fonction de variables locales d'habitats présélectionnées ainsi que de variables à l'échelle du paysage. Pour alléger le tableau, seuls les meilleurs modèles et/ou ceux jugés plus importants ont été présentés ci-dessous. La première sélection de modèles inclus seulement des variables des conditions locales d'habitats tandis que la 2^e sélection de modèles inclus à la fois les variables significatives des conditions locales de l'habitat (provenant de la 1^{re} sélection) ainsi que les variables représentant le contexte adjacent (pourcentage de forêt, composition forestière) aux sites de l'étude. Des variables de connectivité s'ajoutent aux variables significatives de conditions locales et du contexte adjacent aux sites pour la 3^e sélection de modèles. Les modèles se classant dans les quatre premières positions ont été représentés pour chaque sélection. Un effet aléatoire « id_agg » (non-représenté ci-dessous) a été ajouté à tous les modèles puisque plusieurs sites échantillonnés se situent dans les mêmes agglomérations d'habitats connectées sur la base des mouvements saisonniers de Grand Pic.

Modèles d'intérêts	Sélection	K	AICc	Δ AICc	W	Evidence ratio	LL
Conditions locales d'habitat							
<i>Abondance marques d'alimentation fraîches</i>							
~ dsenmort20	1 ^{re}	4	247,95	0,00	0,23	1,53	-119,35
~ dsen20_con		4	248,80	0,85	0,15	1,63	-119,77
~ dsen_conTot		4	249,45	1,50	0,11	1,57	-120,10
~ surface20_rel		4	250,19	2,24	0,07		-120,47
~ 1 (Modèle nul)		3	250,46	2,51	0,07		-121,87
~ age_dendro		4	250,63	2,68	0,06		-120,69
<i>Abondance marques d'alimentation anciennes</i>							
~ dsenmort20	1 ^{re}	4	290,10	0,00	0,53	3,79	-140,42
~ dsen20_con		4	292,73	2,63	0,14		-141,74
~ age_dendro		4	292,76	2,66	0,14		-141,75
~ prop_o		4	294,90	4,80	0,05		-142,83
~ dsen_conTot		4	297,20	7,10	0,02		-143,97
~ 1 (Modèle nul)		3	297,38	7,28	0,01		-145,33

Contexte adjacent aux sites (paysage) + Conditions locales d'habitats

Abondance marques d'alimentation fraîches

~ quantité_for_1km + dsenmort20	2°	5	239,98	0,00	0,43	3,07	-114,02
~ quantité_for_1km		4	242,16	2,18	0,14		-116,45
~ quantité_for_1km + dsen20_con		5	243,18	3,20	0,09		-115,62
~ prop_mix_r900m		4	244,45	4,47	0,05		-117,60
~ prop_mix_r900m + dsenmort20		5	244,48	4,50	0,05		-116,27
~ prop_feu_r900m		4	245,60	5,62	0,03		-118,17
~ prop_feu_r900m + dsenmort20		5	246,80	6,83	0,01		-117,43
~ quantité_for_2km		4	247,57	7,60	0,01		-119,16
~ taille		4	248,20	8,22	0,01		-119,48
~ prop_con_r900m + dsenmort20		5	248,57	8,59	0,01		-118,32
~ prop_con_r900m		4	249,57	9,59	0,00		-120,16
~ 1 (modèle nul)		3	250,46	10,48	0,00		-121,87
~ divess		4	252,43	12,45	0,00		-121,59

Abondance marques d'alimentation anciennes

~ prop_con_r900m + dsenmort20	2°	5	282,86	0,00	0,79	13,33	-135,46
~ prop_feu_r900m + dsenmort20		5	288,10	5,24	0,06		-138,08
~ prop_con_r900m		4	288,42	5,55	0,05		-139,58
~ prop_mix_r900m + dsenmort20		5	288,86	6,00	0,04		-138,46
~ prop_feu_r900m		4	289,67	6,80	0,03		-140,21
~ quantité_for_1km + dsenmort20		5	291,72	8,86	0,01		-139,89
~ prop_mix_r900m		4	293,22	10,35	0,00		-141,98
~ quantité_for_1km		4	297,17	14,31	0,00		-143,96
~ 1 (modèle nul)		3	297,38	14,52	0,00		-145,33
~ quantité_for_2km		4	297,44	14,58	0,00		-144,10
~ divess		4	298,75	15,88	0,00		-144,75
~ taille		4	299,48	16,62	0,00		-145,11

Connectivité fonctionnelle et structurale + Contexte adjacent aux sites (paysage) + Conditions locales d'habitats

Abondance marques d'alimentation fraîches

~ quantité_for_1km + dsenmort20						0,46	2,42	-114,02
~mouvements_sais + quantité_for_1km + dsenmort20	3°	5	239,98	0,00	0,19	1,78	1,06	-113,48
~mouvements_jour+ quantité_for_1km + dsenmort20		6	241,75	1,85	0,18	1,85	1,5	-113,52
~ distance + quantité_for_1km + dsenmort20		6	242,76	2,78	0,12	6,91		-113,98
~ distance+ dsenmort20		5	246,88	10,48	0,00	10,48		-117,47
~ 1 (modèle nul)		3	250,46	10,52	0,00	10,52		-121,87
~ mouvements_sais		4	250,50	10,68	0,00	10,68		-120,63
~ distance		4	250,65	11,91	0,00	11,91		-120,70
~mouvements_jour		4	251,89		0,00			-121,32

Abondance marques d'alimentation anciennes

~ prop_con_r900m + dsenmort20						0,50	2,5	-135,46
~mouvements_jour + prop_con_r900m+ dsenmort20	3°	5	282,86	0,00	0,20	1,85	1,25	-134,96
~distance + prop_con_r900m + dsenmort20		6	284,71	2,32	0,16	2,86		-135,19
~mouvements_sais+ prop_con_r900m + dsenmort20		6	285,18	7,22	0,12	7,22		-135,46
~ mouvements_sais+ dsenmort20		5	290,09	13,94	0,00	13,94		-139,07
~mouvements_jour		4	296,80	14,52	0,00	14,52		-143,78
~ 1 (modèle nul)		3	297,38	16,33	0,00	16,33		-145,33
~ mouvements_sais		4	299,20	17,01	0,00	17,01		-144,97
~ distance		4	299,88		0,00			-145,31

Tableau 1.4 Estimé, erreur type (SE) et intervalles de confiance à 95% (IC) des variables analysées à partir d'inférences multimodèle sur les meilleurs modèles de conditions locales d'habitat, de quantité ainsi que de connectivité structurelle et fonctionnelle de l'habitat. Les intervalles en gras ne contiennent pas le 0 et les résultats sont significatifs. Le coefficient de détermination (R^2) a été obtenu pour chaque modèle. De plus, les valeurs des tests de t de Student, ainsi que les valeurs p ($\Pr(>|t|)$) ont été obtenues pour chaque variable comprise dans les meilleurs modèles. La 2^e sélection de modèles inclus à la fois les variables significatives des conditions locales de l'habitat ainsi que les variables à l'échelle du paysage. Des variables de connectivité s'ajoutent aux variables significatives de conditions locales et du contexte adjacent aux sites pour la 3^e sélection de modèles. Un effet aléatoire « id_agg », identifiant les agglomérations d'habitats basées sur les mouvements saisonniers du Grand Pic (non représenté ci-dessous), a été ajouté à tous les modèles puisque plusieurs sites échantillonnés se situent dans les mêmes agglomérations. Les valeurs de t significatives ($t = |1,96|$) attribuées aux valeurs explicatives composant les meilleurs modèles apparaissent en gras. * La valeur de R^2 a été calculée à partir du package MuMIn dans le logiciel R à l'aide de la fonction r.squaredGLMM qui donne une valeur de R^2 conditionnelle. Celle-ci représente la variance expliquée par le modèle en entier, incluant les effets fixes et aléatoires. ** La valeur $\Pr(>|t|)$ correspond à la valeur de p qui a été calculée à partir du package lmerTest dans le logiciel R.

Modèles d'intérêts	Sélection	Estimé	SE	IC	R^2 *	Valeur t	$\Pr(> t)$ **
Conditions locales d'habitats							
<i>Abondance marques d'alimentation fraîches</i>							
dsmort20	1 ^{re}	0,07	0,02	0; 0,12	0,47	4,15	9,2e-05 ***
dsm20_con		0,03	0,01	0; 0,05	0,68	6,69	4,54e-10 ***
dsm20_conTot		0,01	0,00	0; 0,01	0,58	5,43	2,34e-07 ***
<i>Abondance marques d'alimentation anciennes</i>							
dsmort20	1 ^{re}	0,14	0,05	0,04; 0,24	0,59	5,55	4,98e-07 ***
Contexte adjacent aux sites (paysage) + Conditions locales d'habitats							
<i>Abondance marques d'alimentation fraîches</i>							
quantité_for_1km +	2 ^e	-0,12	0,03	-0,18; -0,05	0,58	-4,24	8,74e-05 ***
dsmort20		0,05	0,02	0,01; 0,09		3,53	0,000721 ***

<i>Abondance marques d'alimentation anciennes</i>							
prop_con_r900m + dsenmort20	2°	0,39 0,12	0,11 0,04	0,17; 0,61 0,05; 0,19	0,78	5,60 5,13	4.07e-07 *** 2.82e-06 ***
Connectivité fonctionnel et structurelle + Contexte adjacent aux sites (paysage) + Conditions locales d'habitats							
<i>Abondance marques d'alimentation fraîches</i>							
mouvements_sais+ quantité_for_1km + dsenmort20	3°	0,59 -0,13 0,05	0,56 0,04 0,02	-0,51; 1,69 -0,21; -0,05 0,01; 0,09	0,47	1,05 -3,39 2,27	0,30288 0,00171** 0,02934*
mouvements_jour+ quantité_for_1km + dsenmort20		0,00 -0,13 0,05	0,00 0,04 0,02	0,00; 0,00 -0,21; -0,05 0,01; 0,09	0,45	1,04 -3,51 2,22	0,30800 0,00121** 0,03282*
<i>Abondance marques d'alimentation anciennes</i>							
mouvements_jour+ prop_con_r900m + dsenmort20	3°	0,00 0,38 0,12	0,00 0,11 0,04	-0,01; 0,00 0,16; 0,6 0,05; 0,19	0,65	-1,02 3,22 3,17	0,3181 0,0027** 0,0034**

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif de cette étude était de comprendre comment l'occupation de l'habitat par le Grand Pic est affectée par l'isolement des forêts résiduelles parmi les parcelles de forêts âgées d'un paysage agricole de la région de l'Abitibi-Ouest. Elle visait à évaluer l'importance relative des conditions locales de l'habitat, de la quantité de forêts et de la composition forestière adjacente aux forêts fragmentées, de même que l'importance de la configuration spatiale (connectivité fonctionnelle et structurelle) de l'habitat sur la reproduction et l'activité alimentaire du Grand Pic dans les habitats résiduels de forêt âgée dans la matrice agricole.

2.1 Importance relative des conditions environnementales locales

Les forêts isolées en milieu agricole contiennent des conditions d'habitat propices pour leur occupation par le Grand Pic, notamment pour leur alimentation. C'est ce que l'on peut confirmer avec les marques d'alimentation anciennes et fraîches dénombrées dans nos sites d'étude, peu importe leur degré d'isolement. Une hausse de la densité d'arbres de 20 cm de DHP avec présence du carpophore *Phellinus tremulae* est la condition locale ayant montrée une grande importance pour expliquer une hausse de l'activité alimentaire du Grand Pic dans notre étude. Nos résultats ont également montré que les critères de sélection de nos sites, soit la dominance ou codominance de peupliers faux-trembles dans le peuplement, une forêt de hauteur élevée et une présence d'arbres morts et sénescents de grand diamètre sont de bons indicateurs d'un habitat propice pour le Grand Pic (Cadioux 2017). En résumé, nos résultats concernant l'activité alimentaire du Grand Pic indiquent qu'il est apte à occuper et utiliser le réseau d'habitats résiduels en territoire fragmenté par des cultures agricoles ainsi que par des terres en friches en forêt boréale de l'Abitibi (Drapeau et al. 2019). Toutefois, malgré une abondance comparable d'arbres propices

à la nidification du Grand Pic dans nos sites d'étude (Cadieux, 2017), notre étude montre que le faible nombre de cavités de reproduction de Grand Pic dénombrées est possiblement dû à l'influence négative de la matrice agricole sur l'établissement du Grand Pic, soit sa nidification. Toutefois, cette matrice ne semble pas empêcher l'espèce de venir s'y alimenter. Le Grand Pic semble moins se reproduire en zone agricole qu'en forêt continue ou en forêt aménagée, avec une densité de nids plus faible par km². Cette influence pourrait potentiellement être attribuable à une faible disponibilité d'arbres de nidification (> 40 cm DHP) pour le Grand Pic en zone agricole comparativement à la forêt continue ou en forêt aménagée (Cadieux, 2017).

Une faible occupation de l'habitat par le Grand Pic pour la reproduction, combinée à une forte occupation pour son alimentation est un résultat contrasté. Ce dernier indique qu'il est également possible qu'en zone agricole les couples nicheurs se concentrent en bordure de cette zone (Figure 1.13). Toutefois, les couples augmenteraient leur domaine vital (réduction de la densité d'individus nicheurs) en incorporant à l'intérieur de la matrice agricole les nombreuses forêts résiduelles pour s'y alimenter. Les patrons d'occupation des forêts résiduelles dans notre paysage agricole pourraient être expliqués par la capacité du Grand Pic à moduler la taille de son domaine vital en fonction de la configuration spatiale de son habitat (Renken et Wiggers 1989, Mellen et al. 1992, Bull et Holthausen 1993, Bonar 2001, Tomasevic et Marzluff 2018). Une autre explication hypothétique de ce résultat contrastant pourrait être que ces marques d'alimentation représenteraient une occupation des forêts en dehors de la période de reproduction du Grand Pic, soit par des adultes ou par des juvéniles qui se dispersent à l'automne dans des habitats plus marginaux, alors que les parents territoriaux les chasseraient de leur domaine vital. Pour mieux comprendre ce résultat, il faudrait toutefois mener d'autres travaux sur des individus (nicheurs ou non-nicheurs) au moyen de balises GPS pour déterminer les mouvements journaliers et saisonniers du Grand Pic dans cet écosystème.

2.2 Importance relative du contexte adjacent aux habitats fragmentés (paysage) et de leur configuration spatiale

Par ailleurs, nos résultats montrent que le contexte adjacent aux habitats résiduels, soit la quantité de forêts et la proportion de peuplements résineux se trouvant à l'intérieur d'un rayon (1 km et 900 m) partant du centre de nos forêts résiduelles, améliore notre capacité à prévoir l'abondance de marques d'alimentation du Grand Pic. Ainsi, une activité alimentaire élevée et concentrée du Grand Pic dans un habitat résiduel est associée à une faible quantité de forêts propices au Grand Pic, mais également à une proportion élevée de peuplements résineux à l'intérieur d'un rayon (1 km et 900 m) partant du centre de cet habitat. De plus, notre étude indique que l'alimentation du Grand Pic n'est pas affectée par la modification de la configuration spatiale de son habitat. En d'autres termes, la connectivité structurelle et fonctionnelle n'exercent pas d'influence sur l'alimentation de l'espèce. Les habitats connectés (dont l'espace est à l'intérieur de 1 km) ne sont pas davantage utilisés par le Grand Pic que ceux qui l'excèdent.

Enfin, concernant la reproduction du Grand Pic, bien que le faible effectif de cavités reproductrices ne nous a pas permis de faire des analyses statistiques, il n'en demeure pas moins que ce résultat est indicateur d'une faible utilisation des parcelles à des fins de reproduction.

2.3 Conservation et maintien du Grand Pic en paysage agricole

Dans un contexte d'aménagement d'habitats à haute valeur écologique pour le Grand Pic, il est clair que la conservation d'arbres sénescents ou morts de grande taille, notamment de peupliers faux-trembles, est l'un des éléments primordiaux pour le maintien de l'espèce. Il faut rappeler que ces arbres, présents au cœur de vieilles forêts, permettent également la reproduction d'une faune diversifiée dépendante de ces arbres. Bien que l'importance de ces arbres soit mise de l'avant dans plusieurs

études dont la nôtre (Lemaître et Villard 2005, Nappi et al. 2015), l'agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi, incluant la MRC Abitibi-Ouest, ne fait pas mention, à notre connaissance, de lignes directrices concrètes concernant le maintien des arbres fauniques en forêt privée au sein de leur *plan de protection et de mise en valeur des forêts privées de la région de l'Abitibi* (ARFPA 2014). Au contraire, cette agence incite et encourage grandement les propriétaires privées à procéder à la récolte de leur boisée pour la ressource ligneuse par le biais d'une campagne de sollicitation (Rodrigue 2018). L'agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi est l'un des partenaires de la forêt privée au ministère forêts, faune et parcs. Elle s'appuie sur ce plan qui est empreint des stratégies ainsi que des pratiques de l'aménagement durable, adapté au contexte des forêts privées. Bien que des objectifs sur la conservation de la biodiversité soient mentionnés dans ce plan, le maintien des arbres fauniques et des fragments de forêts âgées ne semble pas dans les priorités du ministère, malgré une volonté d'amélioration des habitats fauniques de la part de la majorité des propriétaires des forêts privées en Abitibi. À notre avis, les bois privés au Québec pourraient être mieux aménagés en proposant des mesures stratégiques favorisant le maintien à long terme du Grand Pic et de la faune cavicole qui s'y retrouvent. Des stratégies de rétention ciblées sur des arbres ou des bouquets d'arbres particuliers pourraient être incorporés aux outils d'aménagement en forêts privées. Plus spécifiquement, nous proposons des mesures visant le maintien la conservation de peupliers faux-trembles de grande taille, soit une rétention ciblée en bouquet de tiges de peuplier faux-tremble (> 35 cm DHP) avec option de recruter de futures tiges (> 20 cm DHP). Afin d'identifier les forêts résiduelles où effectuer une rétention ciblée de tiges, une sélection de forêts propices au Grand Pic pourrait être effectuée de manière similaire à celle effectuée dans notre étude, soit à l'aide de la carte écoforestière et de critères qui définissent l'habitat du Grand Pic ainsi que son contexte adjacent. Ainsi, la sélection devrait prioriser les forêts résiduelles qui présentent les critères de conditions locales d'habitat de l'espèce (Taille > 10 ha; Dominance ou codominance de peuplier faux-tremble (> 50 % de

surface terrière); Hauteur > 12 m; Âge > 50 ans) et qui comprennent la plus grande quantité de peuplements résineux dans un rayon ~ 1 km (centré sur la forêt résiduelle). Dans un contexte de sollicitation précipitée à la coupe des bois privées pouvant entraîner potentiellement une baisse locale des populations de Grand Pic et des autres espèces cavicoles en milieu forestier fragmenté par l'agriculture, il est primordial de réfléchir à des stratégies concrètes pouvant amener un soutien à leurs populations.

2.4 Travaux futurs

Depuis l'été 2003, la recherche active de nids, de marques d'alimentation ainsi que la caractérisation de la végétation dans la forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) ont permis d'amasser un grand jeu de données dans des habitats dont la connectivité fonctionnelle est plus élevée (Cadieux 2011,2017; Nappi 2009, 2015, Ouellet-Lapointe 2012, Bédard 2013). Ces habitats sont pour la plupart en forêt continue ou en forêt aménagée par la coupe forestière. Ils sont bien connectés les uns aux autres, ce qui diffère de notre région d'étude où la connectivité entre les forêts fragmentées par l'agriculture est moindre. Ces autres données permettront de comparer ultérieurement le paysage agroforestier avec une forêt témoin (la forêt continue naturelle du lac Duparquet) et une forêt sous aménagement forestier, dans le but d'élargir le gradient de connectivité des habitats dans nos analyses. Pour le Grand Pic, nous pourrions considérer les cavités d'alimentation passées (trouvées dans la région d'étude en 2004 et 2005, voir Gasse 2007) et actuelles. De plus, il serait pertinent d'évaluer l'influence de la connectivité structurelle et fonctionnelle des habitats forestiers propices au Grand Pic, à l'ensemble des utilisateurs de cavités en milieu agroforestier. Il est connu que les autres espèces cavicoles vont utiliser des ressources similaires au Grand Pic.

Par ailleurs, les facteurs influençant les distances effectives de mouvements du Grand Pic (*sensu* (Desrochers et al. 2011) n'ont pas été analysés dans le cadre de la présente étude. Un suivi à plus fine échelle, avec l'aide d'un système de géolocalisateur installé sur les individus permettrait de mieux comprendre leurs déplacements. Ce suivi permettrait de découvrir plus rapidement le positionnement de nids de Grand Pic et de comprendre plus finement les mouvements journaliers et saisonniers de l'espèce. De plus, il pourrait permettre de mieux comprendre l'influence de la nature des territoires inhospitaliers pour la reproduction du Grand Pic ou l'influence d'une grande étendue d'eau à proximité. En d'autres mots, le but serait d'évaluer si la présence de champs agricoles, de coupes forestières récentes ou de jeunes forêts entourant les habitats fragmentés influence de manière similaire les déplacements du Grand Pic. À notre connaissance, il y a peu d'information sur le sujet. Selon des études de suivis télémétriques, les paysages déboisés ou constitués de milieux hostiles, c'est-à-dire de milieux n'ayant pas les attributs spécifiques pour la reproduction des espèces inféodées aux forêts, seraient plus contraignants pour les mouvements de ces espèces et constitueraient des obstacles aux processus de sélection d'habitats (Bélisle et al. 2001, Gobeil et Villard 2002). De plus, la distance entre un habitat fragmenté et la présence de l'étendue d'eau la plus proche semble être un facteur pouvant influencer le choix d'emplacement de nidification du Grand Pic. Selon l'étude de Conner et al (1975) en Virginie aux États-Unis, la distance moyenne entre un site de nidification du Grand Pic et une étendue d'eau est de 600 m. L'ajout de cette variable de connectivité structurelle dans des analyses éventuelles pourrait montrer une importance en ce qui a trait à la nidification du Grand Pic en Abitibi-Ouest. Il serait donc intéressant de mieux comprendre les coûts et bénéfices des déplacements de l'espèce, en considérant différents facteurs tels que les risques de prédation du Grand Pic et son comportement en vol, en prenant en considération l'hétérogénéité de la matrice externe aux parcelles propices d'habitats (Martin et Roper 1988, Tewksbury et al. 1998, Burke et Nol 2000, Aitken 2002).

Pour conclure, comme le souligne l'American Ornithologist's Union, (Wenny et al. 2011), il est pertinent de se rappeler que « [...]les efforts mondiaux visant à conserver les populations d'oiseaux et à maintenir la biodiversité aviaire préservent également les divers services écosystémiques fournis par les oiseaux, contribuant ainsi au bien-être humain.». Ce point est particulièrement pertinent pour le Grand Pic ainsi que les excavateurs primaires en forêt boréale qui sont des pourvoyeurs de petites et grandes cavités pour une communauté diversifiée d'espèces de vertébrés qui dépend fortement de son activité d'excavation pour la création de gîtes et d'abris arboricoles.

RÉFÉRENCES CITÉES DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE

- Aitken, K. E. H. 2002. Nest-site availability, selection and reuse in a cavity-nesting community in forests of interior British Columbia. University of British Columbia. 70 p.
- ARFPA. 2014. Plan de protection et de mise en valeur des forêts privées de la région de l'Abitibi. Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de l'Abitibi.
- Bédard, S. 2013. Qualité des parcelles d'habitat résiduel des paysages aménagés en forêt boréale mixte pour la reproduction et l'alimentation du Pic Maculé (*Sphyrapicus varius*). M. Sc. Thesis. Université du Québec à Montréal. Montréal. 132 p.
- Bélisle, M., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology*. 82: 7, 1893-1904.
- Bonar, R. L. 2001. Pileated Woodpecker habitat ecology in the Alberta foothills. University of Alberta. 75 p.
- Bull, E. L. et R. S. Holthausen. 1993. Habitat use and management of pileated woodpeckers in northeastern Oregon. *Journal of Wildlife Management*. 57: 2, 335-343.
- Burke, D. M. et E. Nol. 2000. Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications*. 10: 6, 1749-1761.
- Cadieux. 2017. Diversité et fonction de la faune cavicole à la transition de la forêt boréale mixte et résineuse de l'est du Canada. These. 168.
- Conner, R. N., R. G. Hooper, H. S. Crawford et H. S. Mosby. 1975. Woodpecker nesting habitat in cut and uncut woodlands in Virginia. *The Journal of wildlife management*. 144-150.

- Desrochers, A., M. Bélisle, J. Morand-Ferron et J. Bourque. 2011. Integrating GIS and homing experiments to study avian movement costs. *Landscape ecology*. 26: 1, 47-58.
- Drapeau, P., A. Leduc, B. Jobin, L. Imbeau et M. Desrochers. 2019. Chapitre 4 – Changements d’habitat et de répartition des oiseaux nicheurs d’un atlas à l’autre. In Robert, M., M.-H. Hachey, D. Lepage and A.R. Couturier (éditeurs), pp 35-55. Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d’Oiseaux Canada, Montréal, xxv. 694.
- Gobeil, J. F. et M. A. Villard. 2002. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. *Oikos*. 98: 3, 447-458.
- Lemaître, J. et M.-A. Villard. 2005. Foraging patterns of pileated woodpeckers in a managed Acadian forest: a resource selection function. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 2387-2393.
- Martin, T. E. et J. J. Roper. 1988. Nest predation and nest-site selection of a western population of the Hermit Thrush. *Condor*. 51-57.
- Mellen, T. K., E. C. Meslow et R. W. Mannan. 1992. Summertime home range and habitat use of pileated woodpeckers in western Oregon. *Journal of Wildlife Management*. 56: 1, 96-103.
- Nappi, A. 2009. Utilisation du bois mort et des forêts brûlées par le Pic à dos noir en forêt boréale. Ph. D. Thesis. Université du Québec à Montréal. Montréal. 220 p.
- Nappi, A., P. Drapeau et A. Leduc. 2015. How important is dead wood for woodpeckers foraging in eastern North American boreal forests? *Forest Ecology and Management*. 346: 0, 10-21.

- Renken, R. B. et E. P. Wiggers. 1989. Forest Characteristics Related to Pileated Woodpecker Territory Size in Missouri. *The Condor*. 91: 3, 642-652.
- Rodrigue, P. 2018. Le démarcheur forestier a déniché 135 000 mètres cubes de bois. *Le Citoyen, Rouyn-Noranda | Abitibi-Ouest*.
- Tewksbury, J. J., S. J. Hejl et T. E. Martin. 1998. Breeding productivity does not decline with increasing fragmentation in a western landscape. *Ecology*. 79: 8, 2890-2903.
- Tomasevic, J. A. et J. M. Marzluff. 2018. Use of suburban landscapes by the Pileated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*). *The Condor: Ornithological Applications*. 120: 4, 727-738.
- Wenny, D. G., T. L. Devault, M. D. Johnson, D. Kelly, C. H. Sekercioglu, D. F. Tomback et C. J. Whelan. 2011. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*. 128: 1, 1-14.