



Université du Québec
à Rimouski

**DÉTERMINATION DES VARIABLES CLÉS POUR
MAINTENIR OU RESTAURER LA CONNECTIVITÉ
FONCTIONNELLE DES HABITATS UTILISÉS PAR LE
CARIBOU FORESTIER DANS LES TERRITOIRES SOUS
AMÉNAGEMENT**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR

© CATHERINE MORIN

Septembre 2023

Composition du jury :

Guillaume de Lafontaine, président du jury, Université du Québec à Rimouski

Martin-Hugues St-Laurent, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Pierre Drapeau, codirecteur de recherche, Université du Québec à Montréal

Mathieu Leblond, examinateur externe, Environnement et Changement Climatique

Canada

Dépôt initial le 29 mars 2023

Dépôt final le 6 septembre 2023

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski 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 Rimouski 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 tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche Martin-Hugues St-Laurent pour avoir assez cru en moi pour m'offrir un projet aussi important. Ta grande disponibilité et ton support m'ont permis de traverser toutes les embûches et moments plus difficiles avec plus de facilité et de motivation. Tu es quelqu'un qui tient beaucoup au bien-être de tes étudiants au laboratoire et c'est cela qui m'a mise en confiance dès le début. Discuter avec toi est toujours un plaisir et cela permet de trouver des solutions rapides à tous les problèmes. Tu as toujours réussi à me faire rire et sourire ; je penserai toujours à toi lorsque j'avais envie de « jeter mon ordinateur dans le lac ».

Je tiens aussi à remercier mon codirecteur de recherche Pierre Drapeau (UQAM) de m'avoir offert un support important tout au long de ce projet. Tes réflexions, suggestions et apports de connaissances ont toujours été pertinentes et enrichissantes pour moi. Ce projet n'aurait pas pu voir le jour sans ta contribution et ton implication envers moi.

Je voudrais aussi remercier tous ceux et celles qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet. Du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (depuis scindé en Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, MRNF, et Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs, MELCCFP), merci à Sabrina Plante, Jérôme Rioux, et Kim Lemieux ; votre aide, votre contribution et votre disponibilité tout au long du projet ont été grandement appréciés. Pour m'avoir permis d'accéder à une base de données aussi impressionnante, merci également à Daniel Fortin (Université Laval), à la Première Nation Innue Essipit, ainsi qu'à tous les techniciens de la faune et biologistes du gouvernement du Québec qui ont été impliqués dans le programme de suivi télémétrique de caribous au Québec depuis 2004. Ce projet n'aurait pas pu être réalisé sans vous.

Je tiens à remercier Jérôme Laliberté (MELCCFP) pour son implication dans mon projet et le partage de tes partages de connaissances. C'était sécurisant de savoir que quelqu'un qui avait probablement surmonté les mêmes défis analytiques que moi pouvait m'aider à les résoudre rapidement. Ton aide a toujours été pertinente et très appréciée.

Je voudrais aussi dire un gros merci à tous les membres de l'Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre de l'UQAR (le « labo St-Laurent ») que j'ai côtoyés de près ou de loin, et plus particulièrement Léa, Rebecca, Fabien, Jean-François et Ève, avec qui j'ai partagé de beaux moments dans le labo avant l'arrivée de la COVID. Vous avez été d'une aide et d'un soutien académique et moral précieux tant au labo qu'à distance. Nous avons vécu une bonne partie de notre maîtrise dans une situation nouvelle et singulière, mais je pense que le fait de l'avoir vécue tous ensemble nous a beaucoup rapprochés. Je n'aurais pas pu y arriver sans vous.

J'aimerais remercier Kimberly Malcolm et Jacinthe Gosselin, les deux professionnelles de recherche de l'Équipe de recherche en gestion de la faune terrestre de l'UQAR. Vous avez été mes premières ressources chaque fois qu'un problème est survenu et ça m'a fait le plus grand bien de savoir que je pouvais toujours compter sur vous. Vous avez toujours été à l'écoute et prêtes à aider sur n'importe quel sujet ; je vous en remercie.

J'aimerais aussi remercier Alain Caron (UQAR) pour ton aide précieuse et ton support toujours très rapide, malgré la quantité énorme de travail que tu avais déjà ; sans toi analyses statistiques n'auraient pas progressé aussi rapidement ! Je remercie aussi Kati Brown (UQAR) pour son support avec les aspects géographiques et cartographiques de mon projet. Tes conseils et ta disponibilité m'ont sauvé beaucoup de temps.

Merci aussi à ma famille, Manon, Pierre et Émilie, qui m'avez supporté tout au long de mon parcours et aidé à garder le sourire et ma joie de vivre. Vous avez su me donner des encouragements aux bons moments et me démontrer votre fierté tout au long de mon parcours. Et finalement, un énorme merci à Charles-Olivier qui a toujours été là pour me remonter le moral dans les moments plus difficiles et là pour célébrer avec moi dans les plus

beaux moments. Merci pour ta patience et ta compréhension après mes journées difficiles, pour toutes tes petites attentions à mon égard chaque jour et pour m'avoir toujours répété et démontré que je n'aurais jamais à rien vivre toute seule. Tu as joué le plus grand rôle dans la réussite de ce projet.

Ce projet n'aurait pu être réalisé sans l'appui financier du MRNF et du MELCCFP et sans la bourse de recherche du Fonds Québécois de Recherche – Nature et Technologie (FRQNT) qui m'a été octroyée. Je tiens également à remercier les membres du jury, le professeur Guillaume de Lafontaine et le Dr. Mathieu Leblond, pour avoir pris le temps de réviser et de commenter ce mémoire ; vos commentaires constructifs m'ont aidé à rendre ce travail aussi scientifiquement robuste que possible.

RÉSUMÉ

La fragmentation et la perte d'habitat sont des phénomènes qui jouent un rôle majeur dans l'altération des habitats naturels fréquentés par la faune. Il importe donc de développer des moyens d'établir une bonne connexion entre les parcelles d'habitat isolées pour maintenir les déplacements et la structure des métapopulations. De tels corridors, calqués sur les comportements d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat d'une espèce, réfèrent au concept de connectivité fonctionnelle et doivent être cartographiés afin d'aider à freiner et renverser les déclin chez plusieurs espèces. Ainsi, il importe de comprendre comment les composantes du paysage affectent cette connectivité. Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) est un écotype en déclin menacé par les activités anthropiques qui facilitent les déplacements des prédateurs et supportent une augmentation de leur abondance. Décrire la connectivité au sein de son aire de répartition et mieux comprendre ce qui peut l'entraver permettrait d'orienter les aménagements forestiers pour maintenir et restaurer cette connectivité. Nous avons utilisé les données télémétriques GPS récoltées entre 2004 et 2019 sur 438 femelles caribous dans 10 aires de répartition faisant partie de la distribution continue de l'espèce au Québec pour cartographier, analyser et valider les corridors de connectivité. Nous avons utilisé des fonctions de sélection de ressources pour générer une carte de probabilité d'occurrence relative, puis une carte de résistance de la matrice forestière transformée par l'aménagement forestier. Grâce à ces analyses, nous avons utilisé la théorie des circuits électriques pour définir et cartographier les corridors de connectivité fonctionnelle (sous forme de courants électriques) les plus favorables qui sont disponibles entre les (et à l'intérieur des) aires de répartition des populations. Notre modèle de connectivité s'est avéré très robuste lorsque confronté à des données indépendantes. Les corridors où la densité de courant était la plus élevée se retrouvaient principalement à l'est de la province, ainsi qu'au nord de la limite nordique des forêts attribuables, traduisant l'ampleur de l'empreinte anthropique liée à l'aménagement forestier dans l'habitat du caribou. Sans surprise, les corridors de connectivité et les noyaux d'habitats à connecter sont majoritairement constitués de peuplements de résineux matures et de milieux dénudés secs, soulignant l'importance de préserver ces attributs à l'échelle du paysage dans une éventuelle stratégie de protection et de restauration de l'habitat du caribou sur l'ensemble du territoire du Québec.

Mots clés : Connectivité fonctionnelle, corridors, déplacements, perturbations anthropiques et naturelles, qualité relative d'habitat, théorie des circuits électriques

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation play a major role in the alteration of natural habitats used by wildlife. It is therefore needed to develop methods to establish adequate connectivity between isolated habitat patches to maintain the structures and movement of metapopulations. Ecological corridors, which reflect a species' habitat selection and space use behaviours, refer to the concept of functional connectivity and must be mapped to slow and reverse population decline for many species; to do so, it is crucial to understand how landscape components affect connectivity. The woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) is a species in decline that is threatened by human activity, which facilitates predator movement and increases in abundance. Describing connectivity within caribou range and better understanding its threats would help guide forest managers in their efforts to maintain and restore connectivity. We used GPS data gathered between 2004 and 2019 from 438 female caribou located in 10 different ranges that were part of the distribution range in Québec to map, analyze and validate corridors of connectivity. We used a resource selection function to create a map of caribou relative occurrence probability and then a map depicting the resistance to caribou movement by the modified managed matrix. We used these analyses and electrical circuit theory to map the most favourable corridors of functional connectivity depicted (as electrical currents) available between (and within) population ranges. Our connectivity model was very robust when tested with independent data. Corridors with high current intensity were mainly found in the eastern portion of the province and north of the Northern limit for timber allocation showing the extent of the human footprint in caribou habitat by forest management. Mature coniferous stands and dry open areas were the main habitats found in corridors and core habitat, supporting the need to protect these habitats at the landscape scale in conservation and restoration plans for caribou habitat over extensive areas.

Keywords: Corridors, electrical circuit theory, functional connectivity, human and natural disturbances, modelling, movement, relative habitat quality

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	vii
RÉSUMÉ.....	xi
ABSTRACT	xiii
TABLE DES MATIÈRES	xiv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES FIGURES	xviii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
I. Fragmentation et perte d’habitat : deux concepts liés	1
II. Impacts de la perte et de la fragmentation des habitats sur la faune ...	3
III. Connectivité du paysage pour atténuer les impacts de la perte et de la fragmentation.....	5
IV. Le caribou forestier, enjeu de conciliation des usages de la forêt	8
V. Objectifs et survol des principaux résultats	11
CHAPITRE 1	13
Résumé en français de l’article	13
Résumé en anglais de l’article.....	15
LA RESTAURATION DE LA CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE EST-ELLE LA CLÉ AU MAINTIEN DU CARIBOU FORESTIER ?.....	17
1. INTRODUCTION.....	17
2. MÉTHODES	20
2.1. Aire d’étude	20
2.2. Acquisition des données télémétriques.....	21

2.3. Analyses géomatiques et statistiques	24
Couches d'informations cartographiques	25
Analyse de sélection d'habitat	27
Connectivité fonctionnelle.....	35
Validation de l'analyse de connectivité	40
3. RÉSULTATS.....	41
3.1. Modèle de sélection d'habitat	41
3.2. Interaction entre la longitude et la sélection des habitats.....	42
3.3. Interaction entre la distance à un chemin forestier et la sélection des habitats	47
3.4. Habitats favorables aux caribous et entraves aux déplacements.....	48
3.5. Analyse de connectivité fonctionnelle	52
3.6. Validation de l'analyse de connectivité	56
4. DISCUSSION	58
4.1. Sélection d'habitat.....	59
4.2. Probabilité relative d'occurrence et résistance.....	62
4.3. Noyaux de bons habitats à connecter	62
4.4. Corridors de connectivité fonctionnelle	64
4.5. Limites de l'étude.....	68
4.6. Implications pour la conservation du caribou	70
5. RÉFÉRENCES	73
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	97
Rappel des principaux résultats	97
Contributions de l'étude.....	99
Contributions théoriques.....	99
Contributions appliquées	101
Limites de l'étude	103
Perspectives futures	104
Conclusion	105

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 109

LISTE DES TABLEAUX

<p>Tableau 1. Description et pourcentage de couverture sur l’aire d’étude de chacune des variables utilisées pour déterminer la probabilité d’occurrence du caribou forestier de l’aire d’étude entre 2004 et 2017.</p>	28
<p>Tableau 2. Description des différents modèles candidats utilisés pour déterminer la probabilité d’occurrence du caribou forestier de l’aire d’étude entre 2004 et 2017. On y retrouve les variables utilisées dans chaque modèle, le maximum de vraisemblance (<i>log-likelihood</i>, <i>LL</i>), le nombre de paramètres (<i>k</i>) et le delta BIC (Δ BIC) pour chaque modèle testé.</p>	32
<p>Tableau 3. Coefficients (β) et intervalle de confiance à 95% des variables considérées dans le modèle de fonction de sélection des ressources le plus parcimonieux. Coefficients (β) du modèle de sélection d’habitat le plus parcimonieux (modèle 22; voir Tableau 2) expliquant les variations de probabilité d’occurrence relative du caribou forestier à l’échelle annuelle dans 10 populations couvrant le Québec entre 2004 et 2017. La catégorie d’habitat « Résineux 90-120 ans » a été utilisée comme catégorie de référence ($U/D = 1,21$) relativement près de la sélection neutre ($U/D = 1,00$). Les variables dont les coefficients présentent un intervalle de confiance à 95% (IC95%; [borne inférieure : borne supérieure]) qui ne couvre pas le zéro sont considérées comme ayant un effet statistiquement significatif sur la probabilité relative d’occurrence. Un « x » entre deux variables réfère à une interaction entre les variables identifiées de part et d’autre de ce symbole.</p>	43

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Aire d'étude et localisation de l'aire de répartition des 10 populations de caribous forestiers à l'étude (délimitées par les lignes noires); d'ouest en est : Nottaway (1), Assinica (2), Témiscamie (3), Pipmuacan (4), Caniapiscau (5), Outardes (6), Manicouagan (7), Lac Joseph (8), Basse-Côte-Nord Est et Ouest (9) et Joir River (10). La limite nordique des forêts attribuables est représentée par la ligne verte pleine..... 23
- Figure 2 .** Influence de la longitude sur la probabilité relative d'occurrence pour chacune des catégories d'habitat considérée dans l'analyse de sélection d'habitat des caribous forestiers au Québec entre 2004 et 2017..... 46
- Figure 3.** Influence de la distance à un chemin forestier sur la probabilité relative d'occurrence pour chacune des catégories d'habitat considérée dans l'analyse de sélection d'habitat des caribous forestiers au Québec entre 2004 et 2017. La distance à un chemin est exprimée en distance déclinante (voir les détails dans la section « *Analyse de sélection d'habitat* »). 48
- Figure 4.** Variation de la probabilité d'occurrence relative du caribou forestier sur l'ensemble de l'aire d'étude. De gauche à droite, les aires de répartition (lignes noires) des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscau, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne mauve représente la limite nordique des forêts attribuables. 49
- Figure 5.** Matrice de résistance des différents pixels d'habitat couvrant l'ensemble de l'aire d'étude. De gauche à droite, les aires de répartition des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscau, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne mauve représente la limite nordique des forêts attribuables. 50
- Figure 6.** Variation de la probabilité d'occurrence relative du caribou forestier sur l'ensemble de l'aire d'étude et délimitation des 52 noyaux d'habitats à connecter (en rouge foncé). De gauche à droite, les aires de répartition (lignes noires) des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscau, Outardes,

Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne mauve représente la limite nordique des forêts attribuables.51

Figure 7. Variation de la connectivité fonctionnelle de l’habitat pour le caribou forestier sur l’ensemble de l’aire d’étude et délimitation des 52 noyaux d’habitats à connecter (en rouge foncé). La connectivité fonctionnelle est ici représentée en densité de courant (en ampères), variant d’une valeur nulle (en bleu) à une valeur maximale (en rouge). De gauche à droite, les aires de répartition (lignes noires) des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscau, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne rouge représente la limite nordique des forêts attribuables. Les points numérotés représentent le parc Assinica (1), le Lac Mistassini (2), le Réservoir Manicouagan (3), le réservoir de Caniapiscau (4) et la rivière Magpie (5).53

Figure 8 . Histogramme illustrant le pourcentage de l’aire d’étude couvert par les différents quintiles de valeur de connectivité ainsi que par les noyaux d’habitats à connecter. Notez que la somme des pourcentages pour les 5 quintiles est de 100%, et que la proportion de l’aire d’étude couverte par les noyaux (2,6%) se trouve déjà considérée dans le 1^{er} quintile de connectivité.54

Figure 9. Histogramme illustrant le pourcentage que chaque catégorie d’habitat couvre dans chacun des quintiles de valeur de connectivité (et, séparément, dans les noyaux d’habitats à connecter). Ainsi, pour chaque quintile (et, séparément, pour les noyaux), la somme des pourcentages totalise 100%. Il importe de se référer à la Figure 8 pour relativiser le pourcentage que chaque quintile couvre sur l’ensemble de l’aire d’étude.55

Figure 10. Relation entre la densité de courant (en ampères) et la probabilité relative d’occurrence des 234 caribous utilisés pour valider l’analyse de connectivité. La ligne noire pleine représente la moyenne et les deux lignes grises hachurées représentent les bornes supérieures et inférieures de l’intervalle de confiance à 95%.57

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La croissance récente de la population humaine a entraîné une intensification des modes d'utilisation des terres (Monnier 1991 ; Steffen *et al.* 2011 ; Ganivet 2020) à des fins d'extraction des ressources naturelles, ce qui a grandement modifié la structure et la composition des paysages (p. ex. Sasaki *et al.* 2015 ; Liu *et al.* 2016 ; Layton-Matthews *et al.* 2018). L'exploitation intensive des forêts, dont l'empreinte a augmenté au fil des décennies, a induit une altération marquée des habitats naturels (Bouget *et al.* 2009 ; Grondin *et al.* 2018). L'augmentation de volume ligneux récolté observée au cours du dernier siècle (Environnement Canada 2014) a mené à des peuplements forestiers moins diversifiés en structure d'âge dû à la perte importante de forêts surannées (Drushka 2003 ; Gauthier *et al.* 2008 ; Drapeau *et al.* 2009) et à la création d'un réseau de chemins forestiers vaste et complexe (Coulombe *et al.* 2004 ; Perz *et al.* 2012). Ces moteurs de perturbation sont à l'origine de la fragmentation des habitats naturels, un phénomène bien présent en forêt aménagée (Haddad *et al.* 2015 ; Bennett 2017).

I. FRAGMENTATION ET PERTE D'HABITAT : DEUX CONCEPTS LIÉS

La définition de la fragmentation de l'habitat varie dans la littérature scientifique, mais ce concept ne doit pas être confondu avec la perte d'habitat (Fahrig 2003). En effet, la perte d'habitat réfère à un changement dans la composition du paysage lié à une diminution d'étendue de l'habitat d'origine, tandis que la fragmentation traduit plutôt une modification

de la configuration du paysage qui résulte de la rupture de sa continuité (Hadley & Betts 2016). Bien que différents, ces phénomènes sont pratiquement indissociables puisqu'une perte d'habitat est souvent accompagnée d'une augmentation du niveau de fragmentation d'un territoire (Fahrig 2003 ; St-Laurent *et al.* 2009 ; Kuipers *et al.* 2021), résultant en des habitats résiduels de plus petite taille (nommés « *parcelles* », voir Hadley & Betts 2016). Lorsque combinés, ces phénomènes ont de forts impacts sur le fonctionnement et la composition des systèmes biologiques (St-Laurent *et al.* 2009 ; Powers & Jetz 2019), en initiant le déclin des populations locales chez plusieurs espèces animales (Reid & Miller 1989 ; Baillie *et al.* 2004 ; Bonelli *et al.* 2011 ; Martensen *et al.* 2012 ; IPBES 2019) et ultimement en menaçant la biodiversité et en modifiant la richesse spécifique d'un milieu (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2006 ; Martensen *et al.* 2012 ; Watson *et al.* 2018). Ces déclins (et extinctions probables) sont provoqués par les effets cumulatifs des différentes formes d'altération du paysage qui exacerbent les effets des contraintes aux déplacements auxquels sont confrontés les espèces, que l'on parle de la diminution du flux génétique, ou de l'augmentation de l'isolement, de l'effet de bordure, de la compétition, et de la prédation (Ewers & Didham 2006 ; Fahrig 2007). Par la perte et la fragmentation des environnements naturels qu'elle induit, l'intensification des activités humaines d'extraction des ressources naturelles et d'occupation du territoire a transfiguré la répartition des habitats fauniques de plusieurs espèces animales (Fahrig 2003 ; Banks *et al.* 2007 ; Watts & Handley 2010 ; Carranza *et al.* 2012 ; Ganivet 2020).

II. IMPACTS DE LA PERTE ET DE LA FRAGMENTATION DES HABITATS SUR LA FAUNE

La réduction de la taille des parcelles implique de plus l'augmentation de la densité de bordures (Collinge & Palmer 2002 ; Ries *et al.* 2004 ; Fletcher 2005) dont les effets sur la faune varient d'une espèce à une autre (Ewers & Didham 2006 ; Caitano *et al.* 2020). Il a été montré que l'utilisation des habitats situés à proximité des bordures augmentait le risque de prédation pour plusieurs espèces de proies, les prédateurs utilisant les structures linéaires pour faciliter leurs déplacements et optimiser leurs patrons de chasse (Batary & Baldi 2004 ; Whittington *et al.* 2011 ; DeGregorio *et al.* 2014 ; DeMars & Boutin 2018). Plusieurs espèces évitent d'ailleurs activement les perturbations anthropiques (p. ex. Leblond *et al.* 2011 ; Sliwinski & Koper 2012). L'évitement peut aussi s'étendre au-delà de l'empreinte physique réelle des perturbations (Alexander *et al.* 2005 ; Clevenger & Wierzchowski 2006 ; van der Ree *et al.* 2010), menant à une perte fonctionnelle (ou indirecte) d'habitat (Polfus *et al.* 2011 ; Plante *et al.* 2018).

Un changement de configuration des composantes du paysage implique une relocalisation des ressources disponibles pour une espèce dans des parcelles d'habitat isolées les unes des autres, chacune d'elles étant enclavée dans un environnement défavorable (ou « non-habitat », ci-après appelé matrice) et ce, de façon non homogène (Ferrerias 2001 ; Fahrig 2003 ; Banks *et al.* 2007 ; Watts & Handley 2010 ; Carranza *et al.* 2012). Dans un milieu hétérogène, les déplacements quotidiens permettent d'accéder à différents couverts, d'éviter la prédation, de trouver des sources de nourriture et de localiser des partenaires de reproduction (Fahrig 2007 ; Liedvogel *et al.* 2013). Cependant, ces bénéfices dépendent de la configuration du territoire (Bunn *et al.* 2000 ; Crooks & Sanjayan 2006 ; Fahrig 2007 ;

Mortelliti *et al.* 2010). Dans un paysage perturbé, l'isolement des parcelles résiduelles d'habitats forestiers contraint les animaux à se déplacer et à agrandir la taille de leur domaine vital pour y inclure toutes les portions d'habitat nécessaires à leurs besoins, même si ces parcelles d'habitat sont disjointes (Ims *et al.* 1993 ; Beauchesne *et al.* 2013 ; Li *et al.* 2020). Dans ces paysages perturbés, les déplacements fauniques permettant d'accéder à différents couverts d'abris, à éviter la prédation, à trouver de la nourriture et des partenaires de reproduction peuvent s'en trouver compromis (Bunn *et al.* 2000 ; Crooks & Sanjayan 2006 ; Fahrig 2007 ; Mortelliti *et al.* 2010 ; Liedvogel *et al.* 2013).

Ces phénomènes ont particulièrement été étudiés dans les paysages forestiers soumis à l'exploitation forestière (Haddad *et al.* 2015 ; Bennett 2017), où les parcelles résiduelles de forêt mature se trouvent isolées les unes des autres dans une matrice principalement constituée de parterres de coupes de différents âges, contraignant la faune à se déplacer dans des milieux risqués et à allonger des déplacements pour éviter les coupes (Ims *et al.* 1993 ; Beauchesne *et al.* 2013 ; Li *et al.* 2020). Dans ces paysages, les déplacements essentiels à la survie et la reproduction sont donc plus longs, et par conséquent plus coûteux en énergie en plus d'augmenter de façon considérable les risques de mortalité (Fahrig 2007 ; Courtois *et al.* 2007), les proies devant souvent traverser plusieurs habitats défavorables où la probabilité de rencontre avec un prédateur s'avère élevée (Thompson & Gese 2007 ; Whittington *et al.* 2011 ; DeGregorio *et al.* 2014 ; DeMars & Boutin 2018).

Les changements de configuration et de composition du paysage peuvent également affecter les déplacements réalisés à de plus grandes échelles, tels que la dispersion post-natale et les migrations saisonnières ou annuelles (Levins 1970 ; Fahrig & Nuttle 2005 ; Williams

et al. 2021). Des entraves à la migration peuvent impacter la survie des individus, leur succès de reproduction de même que réduire le flux de gènes entre sous-populations (Reid & Miller 1989 ; Almeida-Rocha 2020), augmentant ainsi le niveau de consanguinité au sein des sous-populations et contribuant au déclin – parfois même à l’extinction – d’une population ou même d’une espèce (Fahrig & Merriam 1994 ; Haddad 1999 ; Hanski 1999 ; Reed & Frankham 2003). La perte d’habitat, soit la réduction de la quantité d’habitat disponible, entraîne une diminution de la taille des parcelles (Fahrig 2003 ; Haddad *et al.* 2015). S’ensuit parfois une augmentation de la compétition interspécifique ou intraspécifique au sein des parcelles, puisqu’un nombre inchangé d’individus se concentreront dans les parcelles résiduelles d’habitats (un phénomène reconnu comme « effet refuge »), générant une augmentation temporaire de la densité locale (Dunning *et al.* 1992 ; Lesmerises *et al.* 2013) et faisant en sorte qu’ils se disputent une plus petite quantité de ressources totales.

III. CONNECTIVITÉ DU PAYSAGE POUR ATTÉNUER LES IMPACTS DE LA PERTE ET DE LA FRAGMENTATION

Les aires protégées peuvent être mises à contribution pour freiner l’expansion de l’empreinte anthropique et diminuer la vitesse d’extinction d’une espèce (Geldmann *et al.* 2013 ; Andrello *et al.* 2014). Puisque les espèces mobiles peuvent néanmoins sortir de l’aire protégée et être forcées d’utiliser également la matrice d’habitats perturbés (Courbin *et al.* 2009 ; Lesmerises *et al.* 2013 ; Choi *et al.* 2019), relier en réseau les aires protégées pour faciliter les déplacements entre elles à l’aide de corridors de connectivité représente une option intéressante et prometteuse (Heller & Zavaleta 2009).

Selon Taylor *et al.* (1993), la connectivité du paysage réfère au « *(lib.) degré par lequel ses composantes facilitent ou restreignent les déplacements des individus entre les parcelles de ressources* ». Assurer la connectivité est une approche qui intervient sur une portion restreinte du territoire, mais qui peut faciliter la circulation des espèces et la stabilité des métapopulations (Beier & Noss 1998 ; Gilbert-Norton *et al.* 2010 ; Resasco 2019). Malheureusement, par le passé, les corridors ont souvent été conçus en lien avec des considérations économiques et politiques plutôt qu'en misant sur des données scientifiques probantes visant à évaluer leur efficacité à remplir leur fonction écologique (Hess & Fischer 2001 ; Bennett & Mulongoy 2006). En effet, l'efficacité d'une aire protégée et d'un corridor de connectivité ne dépend pas uniquement de la structure du réseau et de son positionnement, mais surtout de la « qualité » des habitats circonscrits dans les corridors (Petit & Burel 1998 ; Armstrong *et al.* 2022), un concept cependant spécifique à chaque espèce (Hall *et al.* 1997 ; Uezu *et al.* 2005 ; Thompson *et al.* 2017). En d'autres mots, chaque espèce interagit différemment avec son environnement, ce qui signifie que des aires protégées et des corridors composés de différents types de milieux (p. ex. forêts matures, marais) doivent être conçus de manière à contenir les habitats préférentiels de l'espèce (ou des espèces) concernée (Marrec *et al.* 2020). De plus, chaque espèce réagit différemment aux modifications de son habitat selon sa sensibilité aux changements, ce dont doivent tenir compte les stratégies d'aménagement du territoire (Brashares 2003 ; Henle *et al.* 2004 ; Ewers & Didham 2006). L'importance de maintenir la connectivité entre les parcelles d'un paysage perturbé pour contrer la perte de biodiversité est d'ailleurs soutenu par un consensus scientifique et a généré un effort de recherche important sur la question avec plus de 1136 articles publiés

s'intéressant à cette thématique de recherche pour différentes espèces depuis l'an 2000 (Web of Science, août 2022).

La connectivité se distingue en deux composantes, l'une structurelle et l'autre fonctionnelle, desquelles dépend l'accessibilité aux parcelles d'habitats préférentiels (Tischendorf & Fahrig 2000 ; Baguette & van Dyck 2007). La connectivité structurelle renvoie à la configuration spatiale de divers habitats ou éléments d'un paysage donné et se définit par la connexion physique entre ces éléments (Metzger & Deschamps 1997 ; Collinge & Forman 1998). Elle considère par exemple la distance entre les parcelles, leur densité, la complexité des corridors ainsi que la perméabilité de la matrice, mais exclut les processus comportementaux influençant les mouvements des organismes (Dunning *et al.* 1992 ; Bélisle 2005 ; Crooks & Sanjayan 2006). La connectivité fonctionnelle quantifie quant à elle à quel point les caractéristiques du paysage peuvent contraindre ou faciliter les déplacements (incluant la dispersion et la migration) des espèces dans un environnement hétérogène (Tischendorf & Fahrig 2000 ; Bélisle 2005 ; Taylor *et al.* 2006). Elle nécessite des informations et des données portant sur la capacité de mouvements des organismes cibles ; d'ailleurs Taylor *et al.* (1993) suggèrent que la connectivité fonctionnelle peut être mesurée par la probabilité de mouvement d'un organisme entre tous les points du paysage.

La connectivité fonctionnelle peut donc être interprétée de telle sorte qu'une forte probabilité de mouvement entre les différentes composantes de l'habitat indique une forte connectivité (Bélisle 2005). Toutefois, un paysage n'a pas nécessairement besoin d'être connecté structurellement pour être connecté fonctionnellement (Taylor *et al.* 2006). En somme, la connectivité structurelle devrait s'analyser à l'échelle du paysage, tandis que la

connectivité fonctionnelle devrait quant à elle être étudiée à l'échelle de l'espèce (Baguette & van Dyck 2007 ; Vogt *et al.* 2009). Lorsque l'on vise la conservation des espèces sur un territoire donné, le maintien de la connectivité fonctionnelle devrait être priorisé par rapport à la simple connectivité structurelle, puisqu'elle prend en compte les capacités de déplacement des espèces. Par exemple, une étude portant sur les gorilles d'Afrique (*Gorilla gorilla diehli*) a montré que les mêmes perturbations anthropiques causaient une réduction de 5% de la connectivité structurelle mais de 11% pour la connectivité fonctionnelle (Imong *et al.* 2014). Afin d'assurer la survie de plusieurs espèces dans tous les territoires perturbés et des efforts d'aménagement optimaux, il est important de pouvoir modéliser et cartographier la connectivité fonctionnelle d'un paysage que l'on souhaite aménager (Beier & Noss 1998 ; Bardonnet 2015 ; Dupras *et al.* 2016 ; CMS 2020). À ce titre, le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), dont la conservation représente un enjeu majeur tant au Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier au Québec 2013) qu'au Canada (COSEPAC 2014, 2016), a grandement besoin d'une telle évaluation du potentiel de connectivité fonctionnelle afin de guider l'aménagement du territoire et assurer le maintien et la restauration d'habitats favorables à l'espèce en forêt aménagée.

IV. LE CARIBOU FORESTIER, ENJEU DE CONCILIATION DES USAGES DE LA FORÊT

Le caribou forestier est un écotype de la sous-espèce du caribou des bois (il est aussi appelé « *population boréale* » du caribou des bois sur la scène fédérale). Il est actuellement désigné vulnérable au Québec depuis 2005 en regard de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables du Québec (L.R.Q., c. E-12.01 ; MFFP 2018), et menacé au Canada depuis 2002

selon la Loi sur les espèces en péril (L.C. 2002, c. 29 ; COSEPAC 2002). Cette sous-espèce montre, comme la majorité des sous-espèces à l'échelle mondiale, un déclin marqué depuis plusieurs années (Vors & Boyce 2009 ; COSEPAC 2014, 2016 ; Environnement et Changement climatique Canada 2019), et représente un enjeu majeur de conservation et de conciliation des usages du territoire partout au Canada (COSEPAC 2014, 2016). Bien que la prédation accrue des adultes et des faons soit reconnue comme la cause proximale du déclin du caribou forestier, cette prédation exacerbée résulte ultimement des activités anthropiques qui altèrent les habitats naturels (p. ex. coupe forestière, industries minières et pétrolières) (Rettie & Messier 1998 ; Courtois *et al.* 2003 ; McLoughlin *et al.* 2003 ; Schaefer 2003 ; Vors *et al.* 2007 ; Festa-Bianchet *et al.* 2011 ; Dussault *et al.* 2012).

En forêt, les coupes transforment des forêts matures recherchées par le caribou en parterres de jeunes forêts en régénération qui sont favorables à l'orignal (*Alces alces americana*) et au cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), conduisant, par ricochet, à une augmentation de l'abondance du loup gris (*Canis lupus*), un important prédateur du caribou (Messier 1994 ; Courtois *et al.* 2003 ; James *et al.* 2004 ; Wittmer *et al.* 2007 ; Hebblewhite *et al.* 2007 ; Festa-Bianchet *et al.* 2011 ; Pinard *et al.* 2012). Les aires de coupes en régénération sont aussi riches en plantes herbacées, arbustes et petits fruits, des ressources alimentaires très recherchées par l'ours noir (*Ursus americanus*) (Mosnier *et al.* 2008 ; Leclerc *et al.* 2014), un important prédateur des faons (Brodeur *et al.* 2008 ; Dussault *et al.* 2012 ; Pinard *et al.* 2012 ; Leclerc *et al.* 2014 ; Lewis *et al.* 2017). Les jeunes peuplements, lorsqu'ils s'avèrent trop abondants, compromettent la dynamique prédateur-proie en défaveur du caribou (Festa-Bianchet *et al.* 2011 ; Mumma *et al.* 2018 ; Frenette *et al.* 2020),

une proie moins productive que les deux autres cervidés. Ce phénomène se nomme compétition apparente, c.-à-d. une situation où la coexistence de proies entraîne la dominance d'une espèce de proie sur l'autre, en raison d'une différence de productivité ou de vulnérabilité (Holt 1977, 1984). La capacité du caribou à coexister avec ses prédateurs et leurs proies alternatives dans un paysage perturbé s'appuie principalement sur ses stratégies anti-prédatrices d'évitement des habitats risqués que constituent les perturbations anthropiques (p. ex. routes, chemins forestiers, coupes forestières ; voir Dyer *et al.* 2001 ; Leblond *et al.* 2011, 2013 ; Losier *et al.* 2015 ; Mumma *et al.* 2018). En territoire perturbé, le maintien de vastes superficies d'habitats (Lafontaine *et al.* 2017) reliées par des corridors de connectivité qui favorisent les échanges entre les populations (ou sous-populations) sont d'autant plus importants pour supporter une diversité génétique suffisante et contribuer au maintien de populations (Pelletier *et al.* 2019 ; Rudolph 2019). Ainsi, inclure la création, le maintien ou la restauration de corridors de connectivité dans les plans d'aménagement forestier et de gestion de l'habitat du caribou semble constituer un passage obligé pour contribuer efficacement au rétablissement et à la conservation de l'écotype au Canada.

Quelques études ont déjà visé à cartographier et caractériser la connectivité fonctionnelle au sein des territoires occupés par le caribou forestier. À titre d'exemple, Rudolph (2019) a utilisé la théorie des graphes pour identifier spatialement les corridors de connectivité et les ruptures de connectivité entre plusieurs régions du Québec, mettant en évidence une perte de connectivité particulièrement dans le sud-ouest de la province. Cette analyse a contribué à délimiter les contours de la nouvelle aire protégée des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan (Leblond *et al.* 2022). O'Brien *et al.* (2006) ont quant

à eux montré l'importance des grandes parcelles pour le maintien de la connectivité fonctionnelle des habitats hivernaux favorables au caribou forestier au Manitoba (Canada). Cependant, peu d'études se sont intéressées à identifier les composantes d'habitat favorables au maintien ou à la restauration de cette connectivité en territoire intensément aménagé et, l'aménagement forestier étant toujours actif au sein de l'habitat du caribou, à combler le besoin d'actualiser la connectivité au Québec.

V. OBJECTIFS ET SURVOL DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

L'objectif principal de la présente étude était de cartographier les corridors de connectivité fonctionnelle de l'habitat du caribou forestier au Québec, et plus spécifiquement d'identifier les composantes d'habitat les plus importantes au maintien ou au rétablissement de la connectivité fonctionnelle de son habitat. Pour y arriver, des sous-objectifs préalables ont été identifiés, à savoir de caractériser la sélection d'habitat pour ensuite cartographier la probabilité d'occurrence du caribou et la résistance de l'aire d'étude, et enfin identifier les meilleurs corridors de connectivité qui permettent de connecter ces noyaux.

Pour ce faire, nous avons d'abord construit une fonction de sélection de ressources, puis réalisé une analyse de connectivité fonctionnelle basée sur la théorie des circuits. Nos résultats réaffirment plusieurs constats faits dans des études passées quant aux habitats sélectionnés et évités par le caribou forestier, et montrent que la sélection des différentes catégories d'habitat par le caribou augmente pour presque tous les habitats lorsqu'on passe de l'ouest vers l'est, et qu'on s'éloigne des chemins forestiers. Les perturbations anthropiques (coupes, chemins) et les plans d'eau sont évités. De plus, la connectivité fonctionnelle était

plus forte dans l'est et au-dessus de la limite nordique des forêts attribuables que dans les secteurs fortement aménagés et anthropisés. Sur la base de ces constats, force est d'admettre qu'il ne reste presque pas de corridors offrant un potentiel de connectivité élevé dans – et entre – les aires de répartition des populations de caribous forestiers en forêt aménagée au Québec. Les catégories d'habitat les plus représentées dans les corridors de meilleure qualité étaient sans surprise les peuplements résineux matures et les dénudés secs, principalement représentés par les landes à lichens. Notre étude permet d'orienter les efforts de protection et de restauration de l'habitat du caribou forestier au Québec, dans une optique de rétablissement des populations qui occupent la frange aménagée de l'aire de répartition historique de l'espèce.

CHAPITRE 1

LA RESTAURATION DE LA CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE EST-ELLE LA CLÉ AU MAINTIEN DU CARIBOU FORESTIER?

Résumé en français de l'article

La fragmentation de la forêt boréale découlant de la récolte forestière est une perturbation majeure pouvant expliquer les variations d'abondance de certaines populations et leur déclin. Cette récolte entraîne une conversion des forêts matures favorables au caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) en parterres de coupe en régénération qui attirent le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et l'orignal (*Alces alces americana*) et, par le fait même de deux prédateurs, le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*), induisant un déclin rapide du caribou. Atténuer ces impacts nécessite de maintenir un réseau de connexions viables entre les noyaux d'habitats résiduels, une approche nécessitant de décrire la connectivité fonctionnelle. Notre étude visait à identifier et cartographier les corridors de connectivité entre les populations de caribou du Québec et d'identifier les composantes d'habitat favorables au maintien d'une connectivité efficace. Nous avons utilisé des données télémétriques GPS récoltées sur 438 caribous entre 2004 et 2019 pour bâtir des modèles de fonction de sélection de ressources, cartographier la probabilité d'occurrence relative et une matrice de résistance, puis y circonscrire 52 noyaux d'habitats favorables et de taille suffisante ($> 100 \text{ km}^2$) à connecter entre eux. Nous avons par la suite validé la pertinence de ces corridors à l'aide de données indépendantes. La connectivité fonctionnelle a été modélisée à l'aide de la théorie des circuits électriques. Nous avons mis en évidence une réponse fonctionnelle de sélection d'habitat face à la longitude et aux chemins forestiers, avec une sélection plus forte vers l'est et loin des chemins. La connectivité était plus élevée dans l'est ainsi qu'au nord de la limite nordique des forêts attribuables, et peu de corridors se trouvaient en forêt aménagée, principalement en raison de l'empreinte anthropique importante et de la faible présence de

noyaux à connecter. Les peuplements résineux matures et les dénudés secs contribuaient le plus à une densité de courant élevée, alors que les coupes forestières et les peuplements en régénération y contribuaient le moins. Notre étude identifie des corridors de connectivité qui devraient être conservés et consolidés par des efforts de restauration d'habitat au profit du caribou au Québec. Elle permet d'affirmer que l'utilisation conjointe de modèles de sélection d'habitat et de la théorie des circuits s'avère une approche robuste qui peut être appliquée pour contribuer à maintenir la connectivité fonctionnelle pour le caribou en forêt aménagée.

J'ai rédigé cet article, intitulé « La restauration de la connectivité fonctionnelle est-elle la clé au maintien du caribou forestier ? », en collaboration avec mon directeur Martin-Hugues St-Laurent, professeur en écologie animale à l'Université du Québec à Rimouski, et mon codirecteur Pierre Drapeau, chercheur en aménagement forestier durable. Cet article sera traduit prochainement pour être soumis pour publication au journal *Landscape and Urban Planning*, une revue scientifique internationale à comité de révision par les pairs. En tant que première auteure, j'ai réalisé la préparation des données télémétriques, les analyses statistiques et géomatiques, ainsi que l'écriture et la révision du manuscrit. Mes co-auteurs ont supervisé l'étude, coordonné le financement, participé aux analyses statistiques et géomatiques et pris part à l'écriture et à la révision de l'article.

IS RESTORING FUNCTIONAL CONNECTIVITY THE KEY TO MAINTAINING WOODLAND CARIBOU?

Résumé en anglais de l'article

The fragmentation of the boreal forest caused by logging is a major disturbance that has participated in the change in abundance and decline of some populations. Logging converts mature forests favourable to woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) into regenerating stands that attract white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), moose (*Alces americanus*), and their predators, the grey wolf (*Canis lupus*) and the black bear (*Ursus americanus*), leading to a fast decline in caribou numbers. Reducing these impacts requires maintaining viable connectivity networks between remnant habitat patches, an approach that requires characterizing functional connectivity. Our study aimed at mapping connectivity between caribou populations in Québec by identifying key the habitat components that help maintain connectivity to reverse the species' decline. We used GPS data collected between 2004 and 2019 from 438 caribou to build resource selection models, map the relative occurrence probability and a resistance matrix, delineate 52 areas of core habitat of sufficient size (>100 km²) to be connected together, and validate all these steps. Functional connectivity was modelled using electrical circuit theory by considering corridors as electrical current. Our study revealed a functional response in caribou habitat selection with regards to longitude and forest roads: the intensity of selection towards land cover type increase along west to east gradient and further away from roads. Connectivity was greater in the east and north of the territorial boundary of attributable forests, and few corridors were found in managed forests, mainly due to the important human footprint and the low number of habitat patches to connect in these areas. Mature coniferous stands as well as lichen woodlands and bare ground areas contributed most to high current intensity, as opposed to clearcuts and regenerating stands. Our study supports that combining habitat selection models and circuit theory is a robust method that can be used to identify functional connectivity for caribou and ensure that it can be maintained in managed forests.

LA RESTAURATION DE LA CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE EST-ELLE LA CLÉ AU MAINTIEN DU CARIBOU FORESTIER ?

1. INTRODUCTION

Par la perte et la fragmentation des environnements naturels qu'elle induit, l'intensification des activités humaines d'extraction des ressources naturelles et d'occupation du territoire a transformé la répartition des habitats fauniques de plusieurs espèces animales (Fahrig 2003 ; Banks *et al.* 2007 ; Handley & Watts 2010 ; Carranza *et al.* 2012 ; Ganivet 2020). Dans les paysages perturbés qui en résultent, les déplacements fauniques permettant d'accéder à différents couverts d'abris, à éviter la prédation, à trouver de la nourriture et des partenaires de reproduction peuvent s'en trouver compromis (Bunn *et al.* 2000 ; Crooks & Sanjayan 2006 ; Fahrig 2007 ; Mortelliti *et al.* 2010 ; Liedvogel *et al.* 2013). Ces phénomènes ont particulièrement été étudiés dans les paysages soumis à l'aménagement forestier (Haddad *et al.* 2015 ; Bennett 2017), où les parcelles d'habitat résiduel se trouvent isolées les unes des autres, contraignant la faune à se déplacer dans une matrice d'habitats défavorables (Ims *et al.* 1993 ; Beauchesne *et al.* 2013 ; Li *et al.* 2020). Les déplacements essentiels à la survie et la reproduction s'avèrent donc plus coûteux en énergie, les rencontres avec les prédateurs plus fréquentes et les risques de mortalité plus grands (Whittington *et al.* 2011 ; Thompson & Gese 2007 ; Fahrig 2007 ; DeMars & Boutin 2018).

Conserver des superficies d'habitats peu perturbés (p. ex. aires protégées) s'avère une stratégie efficace pouvant contribuer à freiner la course vers l'extinction d'une espèce à statut précaire et contribuer à son rétablissement (Geldmann *et al.* 2013 ; Andrello *et al.*

2014). Toutefois, pour les espèces dont les individus occupent de vastes territoires (p. ex. caribou des bois, *Rangifer tarandus caribou*), la grande mobilité de ces individus peut faire en sorte qu'ils soient forcés d'utiliser également la matrice d'habitats perturbés ceinturant l'aire protégée (Courbin *et al.* 2009 ; Lesmerises *et al.* 2013 ; Choi *et al.* 2019). Afin d'atténuer les impacts de tels compromis, relier en réseau les territoires protégés par le maintien ou la restauration de corridors de connectivité permettrait de faciliter les déplacements des individus entre les parcelles d'habitats (Taylor *et al.* 1993 ; Heller & Zavaleta 2009). Une telle stratégie est bénéfique aux sous-populations d'espèces organisées en métapopulations, entre lesquelles des échanges d'individus sont fréquents et nécessaires (Beier & Noss 1998 ; Gilbert-Norton *et al.* 2010 ; Resasco 2019).

La connectivité se distingue en deux composantes : l'une structurelle et l'autre fonctionnelle, desquelles dépend l'accessibilité aux parcelles de ressources (Tischendorf & Fahrig 2000 ; Baguette & van Dyck 2007). La connectivité structurelle se définit par la connexion physique entre les éléments d'un paysage et se rapporte donc à la configuration spatiale du paysage (Metzger & Deschamps 1997 ; Collinge & Forman 1998). La distance entre les parcelles, leur densité, la complexité des corridors ainsi que la perméabilité de la matrice y sont incluses, mais elle ne considère pas les processus comportementaux influençant les déplacements des organismes (Metzger & Deschamps 1997 ; Crooks & Sanjayan 2006 ; Tischendorf & van Dyck 2007). Quant à elle, la connectivité fonctionnelle prend aussi en compte les capacités de mouvements et de dispersion des espèces dans des habitats fragmentés (Tischendorf & Fahrig 2000 ; Bélisle 2005 ; Taylor *et al.* 2006). Elle nécessite toutefois davantage d'informations relatives aux capacités de mouvements des

organismes ciblés et peut être mesurée par la probabilité de mouvement d'un organisme entre tous les points du paysage (Taylor *et al.* 1993). Par conséquent, un paysage n'a pas nécessairement besoin d'être structurellement connecté pour être fonctionnellement connecté (Taylor *et al.* 2006).

Les populations boréales du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*, parfois appelées caribou forestier, et ci-après « caribou forestier » ou simplement « caribou »), représentent un enjeu majeur de conservation et de conciliation des usages du territoire partout au Canada (COSEPAC 2014, 2016). Ayant le statut « d'espèce menacée » au Canada depuis 2002 en regard de la Loi sur les espèces en péril, le caribou forestier montre un déclin marqué depuis plusieurs décennies (Vors & Boyce 2009 ; COSEPAC 2014, 2016 ; Environnement et Changement climatique Canada 2019), principalement expliqué par une prédation accentuée sur les adultes et les faons découlant du rajeunissement et des perturbations des forêts induites par l'activité industrielle (Courtois *et al.* 2007 ; Vors *et al.* 2007 ; Festa-Bianchet *et al.* 2011 ; Dussault *et al.* 2012). La capacité du caribou à coexister avec ses prédateurs et leurs proies alternatives dans un paysage perturbé dépend de son aptitude à exprimer efficacement des stratégies anti-prédatrices d'évitement des habitats risqués et de ségrégation spatiale par rapport aux autres cervidés (Holt 1977 ; James *et al.* 2004 ; Leblond *et al.* 2016). En territoire perturbé, ces stratégies nécessitent le maintien de vastes noyaux d'habitats non perturbés reliés efficacement par des corridors de connectivité favorisant les échanges entre les populations (ou sous-populations) de manière à supporter une diversité génétique suffisante et à contribuer au maintien de populations fragiles (Pelletier *et al.* 2019 ; Rudolph 2019).

Quelques études ont déjà visé à cartographier et à caractériser la connectivité fonctionnelle au sein des territoires occupés par le caribou forestier. À titre d'exemple, Rudolph (2019) a utilisé une approche issue de la théorie des graphes pour identifier spatialement les corridors de connectivité et les ruptures de cette connectivité entre plusieurs régions du Québec. O'Brien *et al.* (2006) ont quant à eux cartographié des corridors de connectivité pour le caribou au Manitoba (Canada), soulignant l'importance des grandes parcelles d'habitats d'hivernage pour le maintien de cette connectivité. Cependant, très peu d'attention a été portée à identifier les composantes d'habitat favorables au maintien ou à la restauration de la connectivité d'habitat en territoire intensément aménagé.

Par conséquent, la présente étude visait à 1) bâtir un modèle de connectivité fonctionnelle validé couvrant l'aire de répartition du caribou forestier au Québec, tant au nord qu'au sud de la limite nordique des forêts attribuables, et à 2) identifier les composantes d'habitat les plus importantes pour le maintien (et ultimement la restauration) de la connectivité fonctionnelle de l'habitat du caribou forestier dans la province.

2. MÉTHODES

2.1. AIRE D'ÉTUDE

La zone à l'étude inclut les portions situées au Québec (Canada) des aires de répartition de 10 populations locales de caribous forestiers, dont certaines chevauchent les territoires et provinces adjacents, circonscrites en utilisant l'ensemble des localisations télémétriques GPS des individus suivis dans chaque population. Elle inclue aussi une grande partie du

territoire au sud et au nord de ces aires de répartition. Plus précisément, les 10 populations locales étudiées se situent dans les régions (d'ouest en est) de la Jamésie (Nord-du-Québec), du Saguenay-Lac-St-Jean, de la Côte-Nord et de la Basse-Côte-Nord, s'étalant de 47°11'N à 55°20'N de latitude et de 81°51'O à 58°31'O de longitude (Figure 1). Le couvert forestier y est majoritairement composé de conifères et dominé, selon les régions, par le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*). L'industrie forestière y génère la grande majorité des perturbations anthropiques avec des coupes de différents types, formes et tailles, accompagnées d'un dense réseau de chemins, le tout principalement concentré dans le sud-ouest de l'aire d'étude. L'altitude varie de 0 à 1143 m dans toute la zone, les précipitations annuelles moyennes se situent entre 900 et 1100 mm et la température annuelle moyenne varie quant à elle de 2,1 à 5,5°C (Robitaille et Saucier 1998). Les densités de caribous variaient de ~0,2 à ~4,6 caribou/100 km² dans cette aire d'étude au cours des dernières années (Losier *et al.* 2015 ; MFFP 2021). Le loup gris (*Canis lupus* ; densité moyenne de ~1,5 loups/100km² ; MFFP 2015), l'ours noir (*Ursus americanus* ; ~2 ours/10km² ; Lamontagne *et al.* 2006) et l'orignal (*Alces alces americana* ; de 2 à 10 orignaux/10km² selon les régions ; Lefort & Massé 2015) sont les principaux autres grands mammifères retrouvés dans l'aire d'étude. Bien que plus rare, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) est observé dans la frange sud de l'aire de répartition de certaines populations de caribous.

2.2. ACQUISITION DES DONNÉES TÉLÉMÉTRIQUES

Nous avons utilisé une base de données télémétriques GPS récoltées entre 2004 et 2019 sur 438 femelles caribous adultes distribuées dans les 10 populations à l'étude

(d'ouest en est : Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscou, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River ; Figure 1). Nous n'avons utilisé que des femelles pour nos analyses puisqu'elles sont le segment le plus largement représenté dans les caribous suivis par télémétrie, mais aussi en raison de leur rôle déterminant dans la dynamique des populations longévives et polygynes d'ongulés (Hamel *et al.* 2006). Les colliers télémétriques GPS utilisés étaient de différentes technologies (GPS, GPS/Argos, GPS/Iridium, GPS/Globalstar), fournisseurs (Lotek Engineering Inc., Newmarket, Ontario, Canada ; Telonics Inc., Mesa, Arizona, États-Unis ; Vectronic Aerospace, Berlin, Allemagne) et modèles (Lotek 2200, 3300 et Track M ; Telonics TGW-3600, TGW-3680 et TGW-4680 ; Vectronic GPS-Plus).

Les caribous ont été capturés à l'aide de fusils lance-filet opérés depuis un hélicoptère (Potvin *et al.* 1997) par l'équipe de biologistes et de techniciens de la faune spécialisés du Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec (ci-après MELCCFP) ainsi que leurs collaborateurs, puis recapturés périodiquement pour récupérer des données, changer les piles ou retirer les colliers. La fréquence des localisations télémétriques (1 à 13 h) variait entre les populations locales, les années, les modèles de collier et les objectifs spécifiques de chaque suivi télémétrique.

Les protocoles de capture et de manipulations des animaux respectaient les directives du Conseil canadien de protection des animaux, et ont été approuvés par le Comité de protection des animaux de différentes institutions partenaires : Université du Québec à Rimouski (certificats #36-08-67 et #27-07-53), Université Laval (certificat #2008026-3)

et MELCCFP (certificats #07-00-02, #04-005, #06-00-27, #07-00-04, #11-03, #12-03, #12-07, #13-09 et #14-05).

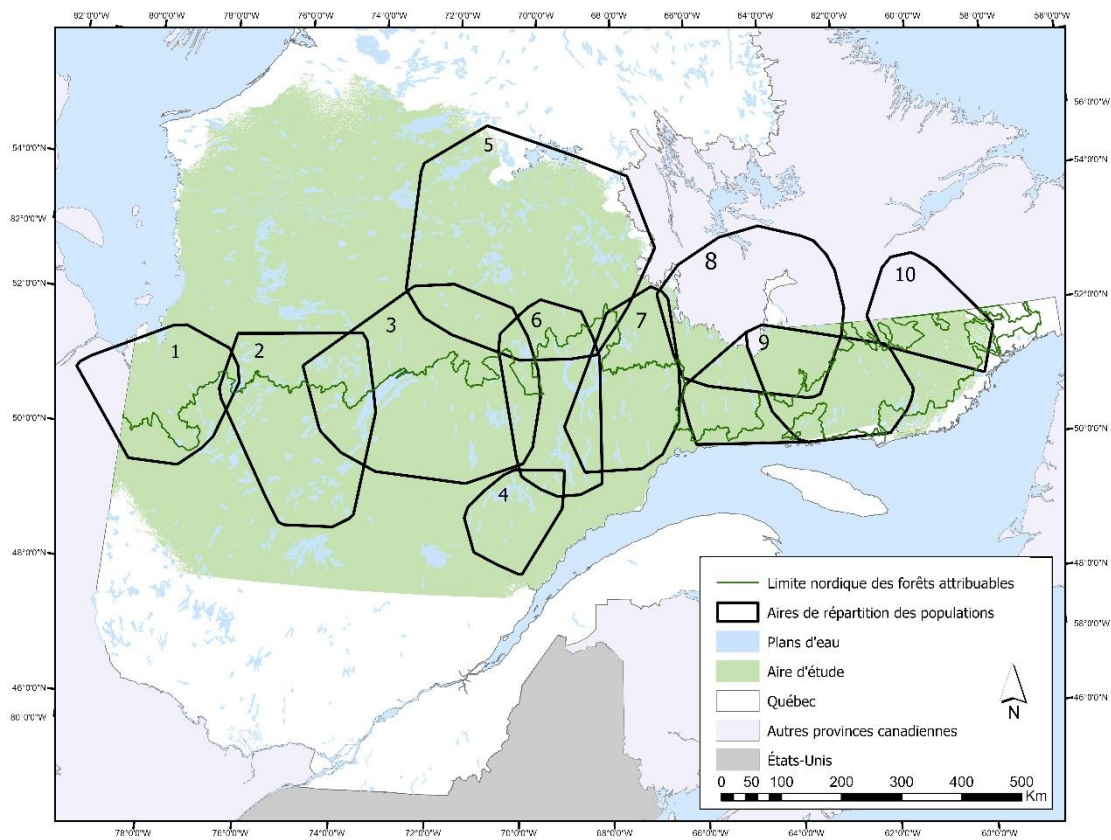


Figure 1. Aire d'étude et localisation de l'aire de répartition des 10 populations de caribous forestiers à l'étude (délimitées par les lignes noires); d'ouest en est : Nottaway (1), Assinica (2), Témiscamie (3), Pipmuacan (4), Caniapiscou (5), Outardes (6), Manicouagan (7), Lac Joseph (8), Basse-Côte-Nord Est et Ouest (9) et Joir River (10). La limite nordique des forêts attribuables est représentée par la ligne verte pleine.

2.3. ANALYSES GÉOMATIQUES ET STATISTIQUES

Plusieurs approches d'analyses spatiales permettent de modéliser la connectivité d'un paysage (voir p. ex. Albert *et al.* 2017 ; Merrick & Koprowski 2017 ; Khosravi *et al.* 2018). L'approche la plus simple est celle de la distance euclidienne entre les parcelles d'habitat, où une connectivité peut être considérée élevée si la distance entre les parcelles d'habitat est petite (Kindlmann & Burel 2008). Toutefois, une telle approche est souvent considérée plus représentative de la connectivité structurelle que de la connectivité fonctionnelle (Baguette *et al.* 2013). Quant à eux, les graphes paysagers, issus d'une approche de théorie des graphes (O'Brien *et al.* 2006), mesurent bien la connectivité fonctionnelle, mais nécessitent l'identification d'une distance de dispersion maximale et de seuils de qualité d'habitat permettant de définir les nœuds et les liens, des limites rendant cette approche moins adaptée à une application à grande échelle ou à des analyses devant être menées à une résolution spatiale élevée (Saura & Thorne 2009 ; Moilanen 2011). Sur la base de ces limites, nous avons décidé d'utiliser la théorie des circuits électriques qui modélise les corridors sous forme de courants électriques de densité variable et qui se base sur une variation dans les niveaux de résistance du paysage (McRae *et al.* 2008).

Caractériser la connectivité fonctionnelle du paysage forestier pour le caribou à l'aide de l'approche des circuits électriques nécessite tout d'abord d'identifier les noyaux d'habitat à connecter puis de décrire la matrice de résistance des différentes composantes du paysage. Pour ce faire, nous avons utilisé l'approche préconisée par Laliberté & St-Laurent (2020) pour l'orignal et par Korpach *et al.* (2022) pour l'engoulevent bois-pourri

de l'Est (*Antrostomus vociferus*), à savoir l'application d'une fonction de sélection des ressources (*Resource selection function*, ci-après RSF ; Boyce *et al.* 2002 ; Manly *et al.* 2007) basée sur des localisations télémétriques GPS. Pour construire la fonction de sélection des ressources, nous avons conservé les caribous dont le suivi télémétrique couvrait un minimum de 190 jours de suivis GPS ($n = 207$ des 438 caribous suivis). Puisque les captures ont toutes eu lieu entre la mi-février et la mi-avril, une telle précaution nous permettait d'éviter de biaiser les patrons de sélection d'habitat vers une période biologique ou une saison particulière. Ainsi, tant les périodes avec neige que sans neige étaient considérées, offrant une estimation potentiellement plus fiable des coefficients pour toutes les catégories d'habitat considérées et facilitant la convergence des modèles (Roberts *et al.* 2003). Nous avons de plus retiré de la base de données les individus pour lesquels la fréquence de prise de données était inférieure à une localisation aux 4h (p. ex. une localisation aux 11 ou 13h¹). Ce faisant 231 individus ont été retirés (et seront utilisés pour la validation) et les analyses subséquentes de sélection d'habitat ont été réalisées avec les données télémétriques de 207 caribous qui ont été suivis en moyenne sur 2,8 années entre 2004 et 2017.

Couches d'informations cartographiques

La structure et la composition de la végétation ont été caractérisées pour l'ensemble de l'aire d'étude à l'aide de deux principales sources de données publiées par le Ministère

¹ Entre 2004 et 2017, les suivis télémétriques réalisés au Québec visaient surtout la description des réponses comportementales aux perturbations, et la fréquence de localisation était relativement élevée (1-4 h); depuis 2017, les suivis télémétriques visent surtout l'étude de la survie des individus, et la fréquence de localisation a été abaissée à 11-13 h.

des Ressources naturelles et des Forêts (ci-après MRNF). Nous avons donc utilisé les cartes écoforestières 1 : 20 000 mises à jour annuellement pour la zone située sous la limite nordique des forêts attribuables, et les cartes 1 : 250 000 du programme d'inventaire écoforestier nordique (PIEN ; carte de base et mise à jour de 2018) pour la zone située au-dessus de la limite nordique, des informations unifiées suivant Bélanger *et al.* (2008). Les structures linéaires ont été extraites du Routard, une carte 1 : 20 000 du MRNF que nous avons mise à jour annuellement, pour décrire l'effet des routes et des chemins forestiers sur les patrons de sélection d'habitat et, ultimement, leurs conséquences sur la connectivité.

Nous avons classé les polygones des cartes écoforestières en 10 catégories sur la base d'études antérieures traitant de la sélection de l'habitat du caribou forestier (p. ex. Hins *et al.* 2009 ; Leblond *et al.* 2011 ; Leclerc *et al.* 2012, 2014 ; Losier *et al.* 2015 ; Lafontaine *et al.* 2017, 2019). Ces catégories étaient : 1) Peuplements mixtes et feuillus de 50 à 120 ans, 2) Peuplements de résineux de 50 à 70 ans, 3) Peuplements de résineux de 90 à 120 ans, 4) Dénudés humides, 5) Dénudés secs, 6) Coupes forestières de 0 à 20 ans (incluant les coupes partielles), 7) Peuplements en régénération de 20 à 50 ans, 8) Peuplements ouverts non régénérés, 9) Plans d'eau et 10) Polygones autres (principalement les zones humaines ou les catégories sous-représentées dans l'aire d'étude) (voir Tableau 1). Nous avons finalement construit un modèle d'élévation numérique à partir d'une carte topographique 1 : 50 000 publiée pour l'ensemble de l'aire d'étude par le Gouvernement du Canada.

Analyse de sélection d'habitat

Pour chaque individu, nous avons délimité un domaine vital annuel à l'aide d'un polygone convexe minimum (MCP) à 100% (Mohr 1947). Nous avons par la suite distribué aléatoirement autant de points aléatoires que de localisations télémétriques dans le domaine vital annuel de chaque individu. Nous sommes conscients que le MCP surestime souvent la taille du domaine vital en incluant des habitats inutilisés (Grueter *et al.* 2009), mais cette approche offre un contraste important entre les localisations GPS et les points aléatoires (Leclerc *et al.* 2012), permettant d'obtenir une RSF robuste au 3^e ordre de sélection d'habitat de Johnson (1980), soit la sélection d'habitats à l'intérieur du domaine vital. La catégorie d'habitat (en variables binaires), la pente, l'altitude, la distance minimale à un chemin forestier, ainsi que la longitude ont été extraites pour chaque localisation télémétrique et chaque point aléatoire. La longitude a été considérée dans nos modèles candidats pour prendre en compte d'éventuelles différences dans les patrons de sélection d'habitat des caribous à l'échelle du Québec (c.-à-d. une réponse fonctionnelle ; voir Fortin *et al.* 2008 ; Lafontaine *et al.* 2019) ; de plus, un terme quadratique (longitude au carré) a été ajouté à différents modèles candidats pour tester un effet non-linéaire de cette probable réponse fonctionnelle.

Tableau 1. Description et pourcentage de couverture sur l'aire d'étude de chacune des variables utilisées pour déterminer la probabilité d'occurrence du caribou forestier de l'aire d'étude entre 2004 et 2017.

Variables	Description	% couverture
<i>Catégories d'habitat</i>		
Feuillus et mixtes de > 50 ans	Peuplements de plus de 50 ans dominés à la fois par des feuillus et des résineux	3,0
Résineux de 50-70 ans	Peuplements de plus de 50 ans dominés par des essences résineuses	6,2
Résineux 90-120 ans	Peuplements de plus de 90 ans dominés par des essences résineuses	30,5
Régénération de 20-50 ans	Peuplements dominés par la classe d'âge 20 à 50 ans et peuplements 10 ans issus de coupes > 20 ans	10,2
Non régénéré	Aires sans régénération à la suite d'une perturbation	4,3
Coupes de 0-20 ans	Toutes les coupes complètes ou partielles de 0 à 20 ans	12,3
Dénudés secs	Terrain au couvert arboré trop clairsemé pour former un peuplement forestier	4,9
Dénudés humides	Milieus humides exempts d'arbres ou d'arbustes	8,3

Eau	Lacs, rivières et terres inondées	9,4
Autres	Classes sous-représentées, incluant les zones humaines et les perturbations naturelles	10,9
<i>Autres variables</i>		
Élévation	Élévation topographique (km ²)	-
Distance à un chemin	Distance au chemin forestier le plus près transformée en distance déclinante en utilisant une valeur alpha de 400	-
Longitude	Longitude centrée-réduite	-

Nous avons réalisé une RSF au 3^e ordre de Johnson (1980) en comparant les caractéristiques des localisations télémétriques GPS de chaque individu aux points aléatoires répartis dans le domaine vital à l'aide d'une régression logistique à effets mixtes (Boyce *et al.* 2002 ; Manly *et al.* 2007 ; Lafontaine *et al.* 2019). La longitude a été centrée et réduite afin de faciliter la convergence des modèles. La distance minimale (euclidienne) au chemin forestier le plus près a été transformée en distance déclinante de manière à atténuer la réponse des caribous avec une augmentation de la distance au chemin suivant l'approche de Carpenter *et al.* (2010) :

$$\text{Distance déclinante} = e^{-\alpha/d} \text{ (éq. 1)}$$

où d est la distance en mètres entre chaque localisation télémétrique (ou point aléatoire) et le chemin forestier le plus près, et α est une constante. Nous avons testé 12 valeurs différentes de α , soit 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 500, 750 et 1000, et avons sélectionné celle qui permettait de mieux contraster les localisations GPS des points aléatoires à l'aide du critère théorique d'information bayésien (BIC ; Burnham et Anderson 2004), en considérant aussi la distance euclidienne (suivant Lesmerises *et al.* 2018a). La constante $\alpha = 400$ offrait le BIC le plus parcimonieux et a été utilisée dans les modèles candidats subséquents, suggérant que l'effet de la distance déclinante sur le comportement du caribou plafonnait au-delà d'une distance de 7798 m en moyenne à l'échelle du Québec. Nous avons utilisé les peuplements de résineux de 90 à 120 ans comme catégorie de référence à laquelle les autres catégories d'habitat étaient comparées, puisque son rapport utilisation/disponibilité ($U/D = 1,21$) était celui qui s'approchait le plus d'une sélection

neutre ($U/D = 1,00$) et que la catégorie était largement représentée dans l'ensemble de l'aire d'étude.

Vingt-deux modèles candidats ont ensuite été construits pour illustrer les différentes combinaisons de catégories d'habitat, en incluant ou non l'altitude, la pente, la distance au chemin forestier le plus près, la longitude, la longitude au carré et les interactions entre certaines de ces variables (voir Tableau 2). Nous avons vérifié les enjeux de multicolinéarité entre les variables indépendantes à l'aide du facteur d'inflation de la variance (*variance inflation factor*, ci-après VIF) ; le VIF maximal était de 1,43, confirmant l'absence de problème de multicolinéarité (Graham, 2003).

Nous avons utilisé l'identifiant unique de chaque animal comme un effet aléatoire pour contrôler d'éventuels enjeux de pseudo-réplication (Gillies *et al.* 2006). Le modèle le plus parcimonieux a été sélectionné à l'aide du BIC, puisque le nombre de paramètres dans nos modèles était élevé et que le BIC est reconnu pour être plus punitif que l'AIC (Burnham et Anderson 2004). Nous avons par la suite évalué la robustesse de ce modèle en utilisant deux validations croisées (*k-fold cross validation* ; Boyce *et al.* 2002) dans lesquelles le modèle a été construit en utilisant 75 % de l'ensemble de données et validé sur les 25% restants par une corrélation de Spearman, ou (dans la deuxième validation) avec 75% des individus et confronté aux 25% restants à l'aide d'une corrélation, des opérations répétées 9 fois (soit 10 itérations) par validation. Alors que la première approche de validation est plutôt libérale, l'approche par individu s'avère être davantage conservatrice.

Tableau 2. Description des différents modèles candidats utilisés pour déterminer la probabilité d’occurrence du caribou forestier de l’aire d’étude entre 2004 et 2017. On y retrouve les variables utilisées dans chaque modèle, le maximum de vraisemblance (*log-likelihood*, *LL*), le nombre de paramètres (*k*) et le delta BIC (Δ BIC) pour chaque modèle testé.

#	Modèle	Variables	<i>LL</i>	<i>k</i>	Δ BIC
1	Naturel, sans interaction	Catégories d’habitat sélectionnées + Longitude	-1 726 645	10	77591
2	Naturel, interaction avec longitude	Modèle 1 + Habitats*Longitude	-1 722 762	19	69956
3	Distance au chemin, sans interaction	Modèle 1 + Distance au chemin	-1 696 642	11	17599
4	Distance, interaction avec longitude	Modèle 3 + Habitats*Longitude	-1 693 065	20	10578
5	Élévation, sans interaction	Modèle 1 + Élévation	-1 725 415	11	75146
6	Élévation, interaction avec longitude	Modèle 5 + Habitats*Longitude	-1 721 686	20	67820
7	Élévation ² , sans interaction	Modèle 5 + Élévation ²	-1 725 413	12	75155
8	Élévation ² , interaction avec longitude	Modèle 7 + Habitats*Longitude	-1 721 686	21	67834
9	Élévation et distance, sans interaction	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin	-1 695 271	12	14872
10	Élévation et distance, interaction avec longitude	Modèle 9 + Habitats*Longitude	-1 691 839	21	8140

#	Modèle	Variables	<i>LL</i>	<i>k</i>	Δ BIC
11	Élévation, distance et élévation ² , sans interaction	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin + Élévation ²	-1 695 121	13	14588
12	Élévation, distance et élévation ² , interaction avec longitude	Modèle 11 + Habitats*Longitude	-1 691 725	22	-
13	Distance, interaction avec distance	Modèle 1 + Distance au chemin + Habitats*Distance	-1 694 939	20	14326
14	Distance, interactions avec distance et longitude	Modèle 1 + Distance au chemin + Habitats*Distance + Habitats*Longitude	-1 691 414	29	7408
15	Élévation, interaction avec élévation	Modèle 1 + Élévation + Habitats*Élévation	-1 722 486	20	-
16	Élévation, interactions avec élévation et longitude	Modèle 1 + Élévation + Habitats*Élévation + Habitats*Longitude	-1 718 917	29	-
17	Élévation et distance, interaction avec élévation	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin +	-1 692 621	22	-

#	Modèle	Variables	LL	k	Δ BIC
		Habitats*Élévation			
18	Élévation et distance, interactions avec élévation et longitude	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin + Habitats*Élévation + Habitats*Longitude	-1 689 488	31	-
19	Élévation et distance, interaction avec distance	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin + Habitats*Distance	-1 693 440	22	-
20	Élévation et distance, interactions avec distance et longitude	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin + Habitats*Distance + Habitats*Longitude	-1 690 068	31	4731
21	Élévation, distance et longitude ² , interactions avec distance et longitude ²	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin + Longitude ² + Habitats*Distance + Habitats*Longitude ²	-1 690 953	32	8324
22	Élévation, distance et longitude ² , interactions avec distance, longitude et longitude ²	Modèle 1 + Élévation + Distance au chemin + Longitude ² + Habitats*Distance + Habitats*Longitude + Habitats*Longitude ²	-1 687 628	41	0

*Les modèles qui n'ont pas convergé ne présentent pas de valeur de Δ BIC.

Par la suite, nous avons cartographié le modèle de RSF le plus parcimonieux sur l'ensemble de l'aire d'étude en utilisant une résolution matricielle de 250 x 250 m en standardisant entre 0 et 1 l'équation #2 de Boyce *et al.* (2002). Ainsi, la probabilité d'occurrence relative variait de manière continue entre 0 et 1, où 0 représente un pixel où les caractéristiques d'habitat retrouvées sont représentatives de ce qui est retrouvé sous un point aléatoire, alors qu'une probabilité d'occurrence relative de 1 réfère à un pixel où les caractéristiques d'habitats sont quant à elles représentatives de ce qui est observé sous une localisation télémétrique GPS de caribou forestier.

Connectivité fonctionnelle

Nous avons ensuite réalisé l'analyse de connectivité fonctionnelle à l'aide du logiciel Circuitscape (v4.0.3 ; McRae *et al.* 2008). Ce logiciel permet d'identifier des corridors entre des noyaux sous forme de circuits électriques de densités variables. Pour ce faire, deux matrices sont nécessaires, soit une matrice d'habitats de bonne qualité (les noyaux) d'où proviendront et vers où iront les individus en mouvement, ainsi qu'une matrice de résistance, qui elle identifie le niveau de « facilité » avec laquelle les caribous peuvent se déplacer dans un pixel donné pour rejoindre un autre noyau. Les corridors de connectivité fonctionnelle représenteront donc la succession de pixels où la densité du courant électrique est maximisée entre les noyaux (McRae *et al.* 2008).

Notre aire d'étude couvre une vaste portion du territoire du Québec. On y retrouve une grande hétérogénéité dans la distribution des habitats de qualité pour le caribou qui peut s'expliquer à la fois par l'historique d'aménagement forestier (plus concentré dans le

sud, le centre et l'ouest ; Lafontaine *et al.* 2019), des régimes de perturbations naturelles variés (plus de feux au centre et à l'ouest, plus d'épidémies d'insectes dans le sud et l'est ; Boulanger & Arseneault 2004 ; Lafontaine *et al.* 2019) et par la présence de la limite nordique des forêts attribuables qui a protégé plusieurs massifs de forêt et de zones tourbeuses ou dénudés dans l'est de la province (MRN 2013). Afin d'identifier les noyaux et de quantifier la matrice de résistance, nous avons utilisé la RSF comme indice «proxy» de la qualité d'habitat en se basant sur les travaux d'Hansen *et al.* (2001), menés sur le caribou en Colombie-Britannique. Nous avons donc cartographié le modèle de RSF le plus parcimonieux afin de représenter le gradient de valeurs de probabilité relative d'occurrence de l'ensemble des pixels de 250 x 250 m de l'aire d'étude (sur une superficie de ~752 000 km²). Les pixels présentant la plus forte probabilité relative d'occurrence ont été considérés comme des habitats de bonne qualité, donc des noyaux, suivant Laliberté & St-Laurent (2020)².

Selon Laliberté & St-Laurent (2020), les pixels correspondant à des probabilités d'occurrence relative supérieures à un certain seuil et agglomérés en massifs de taille suffisante pouvaient être considérés comme des noyaux à connecter. Par exemple, Falcucci *et al.* (2009) avaient utilisé un seuil de 0,75 pour identifier les habitats de bonne qualité pour l'ours marsicain des Abruzzes (*Ursus arctos marsicanus*), et St-Laurent *et al.* (2022) en avaient fait de même pour le caribou forestier. Cependant, sélectionner uniquement les meilleurs habitats sur la base d'une valeur seuil de probabilité d'occurrence relative pour

² Leur étude portait sur la connectivité fonctionnelle de part et d'autre d'une autoroute pour faciliter les déplacements de l'orignal.

l'ensemble de l'aire d'étude générait une surreprésentation de noyaux de bons habitats à connecter dans l'est de l'aire d'étude et une sous-représentation importante dans l'ouest et au centre, sous la limite nordique des forêts attribuables, un résultat découlant de l'historique des perturbations naturelles et anthropiques passées. Afin de pallier cette lacune, et pour faciliter la mise en évidence de corridors de connectivité fonctionnelle au sein des (mais surtout entre les) aires de répartition des populations de caribous, nous avons réalisé cette sélection à l'échelle de chacune des aires de répartition, en standardisant les probabilités relatives d'occurrence rencontrées entre 0 et 1.

Nous avons donc identifié les noyaux à connecter dans chaque aire de répartition en retenant les pixels dont la probabilité relative d'occurrence était supérieure à 0,80 (donc les 20% les meilleurs) et qui étaient regroupés en massifs d'une superficie minimale de 100 km². Ce seuil de taille représente une probabilité d'être utilisée supérieure à 60% (voir Lesmerises *et al.* 2013) et correspond, de concert avec le seuil de probabilité d'occurrence relative, à un compromis entre trop peu de massifs d'excellente qualité mais plus vastes et beaucoup trop de massifs de qualité intermédiaire/élevée mais de plus petite taille. Ce seuil de taille était aussi beaucoup plus restrictif et contraignant que celui utilisé par Rudolph (2019) mené dans l'aire de répartition continue du caribou forestier. En effet, par une approche légèrement différente de la nôtre, Rudolph (2019) avait généré 990 noyaux variant en taille de 5 à 18 541 km², un nombre drastiquement plus élevé que dans notre analyse et expliqué par de nombreux massifs d'habitats favorables de très petite taille. En effet, seuls 5% des noyaux avaient plus que 197 km² de superficie suivant l'approche préconisée par Rudolph (2019), une méthode plus sujette à identifier de petits massifs

davantage utilisables sous forme de ‘*stepping stones*’ que de grands noyaux de bons habitats susceptibles d’agir comme sources d’individus en dispersion. Néanmoins, notre approche peut être considérée davantage conservatrice que celle de Rudolph (2019), puisque les zones qui n’ont pas été retenues dans les noyaux mais qui offrent une probabilité d’occurrence élevée (sur la base de la RSF) avaient tout de même le potentiel d’être identifiées comme favorables à la connectivité puisque la résistance y est plus faible (voir ci-dessous).

Ces deux seuils n’ont pas été appliqués aux aires de répartition des populations de Joir River, Basse-Côte-Nord, Lac Joseph, Manicouagan et Caniapiscau, où la faible représentation des perturbations naturelles et anthropiques augmentait drastiquement le nombre et la taille des noyaux à connecter. Pour ces cinq populations, nous avons par conséquent retenu les massifs d’habitat offrant une probabilité relative d’occurrence supérieure à 0,90 (donc les 10% les meilleurs) et d’une superficie minimale de 100 km² toujours en suivant les conclusions de Lesmerises *et al.* 2013. Cette approche a permis d’éviter que les noyaux à connecter soient trop grands et empêchent le logiciel d’identifier des corridors de connectivité. Une approche similaire (quoiqu’à la mathématique différente) a été utilisée par Rudolph (2019) pour résoudre le même type de problème. Ainsi, nous avons obtenu une matrice de noyaux à connecter pour chaque population, et ce même pour les secteurs du Québec qui ne contenaient pas beaucoup de bons habitats.

La matrice de résistance a été dérivée de la RSF en soustrayant la probabilité relative d’occurrence de 1 (c.-à-d. $1 - \text{RSF}$, tel que décrit par Chetkiewicz & Boyce 2009), une approche appropriée quand l’aire d’étude est une matrice forestière continue d’âges

différents (Galpern *et al.* 2011). Suivant Laliberté & St-Laurent (2020), les valeurs ont par la suite été multipliées par 100 pour les exprimer en nombre entier, et nous avons ajouté une valeur de 1 à chaque pixel, puisque Circuitscape ne gère pas de valeurs nulles ni de décimales. La carte résultante représentait donc la matrice de résistance du paysage (*sensu* Beier *et al.* 2008), avec une plus forte probabilité de mouvement attendue entre les différents noyaux où la résistance est faible, indiquant une plus forte connectivité fonctionnelle (Bélisle 2005).

Une fois les deux matrices chargées sur le logiciel Circuitscape, l'analyse a été lancée et la carte de connectivité fonctionnelle finale générée (carte composite de toutes les cartes de connectivités réalisées entre les paires de noyaux). Cette carte présentait donc une variation dans la densité du courant (en ampères). Il a ensuite été possible de séparer les meilleurs corridors des moins bons et puis de comparer les habitats retrouvés dans ces corridors grâce à un joint spatial. Nous avons donc divisé les valeurs de connectivité par quintiles de 20% de densité de courant dans les corridors. À titre d'exemple, les valeurs de 80 à 100% identifiaient les « meilleurs » corridors alors que celles de 0 à 20% réfèrent aux moins bons habitats pour le mouvement du caribou. Cette approche permet d'éviter la circularité dans le raisonnement, puisque l'analyse RSF nous informe sur la qualité des habitats au sein du pixel, mais le contexte paysager dans lequel se trouvent ces pixels peut uniquement être mis à profit à travers l'analyse de connectivité qui suit.

Validation de l'analyse de connectivité

Laliberté & St-Laurent (2020) ont montré l'importance de valider la pertinence biologique des corridors de connectivité issus d'analyses de modélisation à l'aide de données indépendantes, afin d'éviter d'identifier des corridors qui n'ont pas de valeur écologique pour l'espèce focale. Par conséquent, dans l'optique de valider si les corridors issus de l'analyse de connectivité étaient réellement priorités par les caribous dans leurs patrons de déplacement, nous avons utilisé les données télémétriques de 231 individus suivis en 2018 et 2019 dans l'ensemble de l'aire d'étude, à raison d'une localisation à chaque 11 ou 13h. Ces données n'avaient pas été utilisées pour construire la fonction de sélection des ressources (RSF) de laquelle découlent l'identification des noyaux et la matrice de résistance, essentiellement en raison de la fréquence de localisation trop faible comparativement aux données récoltées aux 2, 3 ou 4h³. Par conséquent, notre exercice de validation s'appuie sur des données pouvant être considérées indépendantes puisque provenant d'individus différents de ceux considérés dans la RSF.

Pour chacun de ces 231 caribous, nous avons généré autant de points aléatoires que de données télémétriques dans le domaine vital annuel circonscrit à l'aide d'un MCP à 100%, et avons extrait pour l'ensemble de ces 241 848 points la valeur de densité de courant (en ampères) du pixel correspondant dans la matrice de connectivité (résolution de 250 x 250m). Nous avons par la suite réalisé une nouvelle RSF à l'aide d'une régression logistique contrastant les données télémétriques (1) et les points aléatoires (0) en utilisant

³ Voir la section « Préparation des données télémétriques » ci-dessus pour plus de détails.

seulement la densité de courant comme variable indépendante, bien que nous considérions l'identité de l'individu en facteur aléatoire afin de contrôler la pseudo-réplication (Gillies *et al.* 2006). Pour terminer, nous avons effectué une validation croisée de cette RSF en sélectionnant aléatoirement 75% des données pour bâtir le modèle et le comparer aux 25% des données restantes, et en répétant cette opération 99 fois (100 itérations). Nous avons fait cette validation croisée sur la base d'une sélection aléatoire des lignes mais également des individus.

Toutes les analyses spatiales et statistiques ont été réalisées à l'aide des logiciels ArcGIS 10.6.1 (ESRI Inc., Redlands, Californie, États-Unis) et R 4.10.0 (R Core Team 2022).

3. RÉSULTATS

3.1. MODÈLE DE SÉLECTION D'HABITAT

Le modèle le plus parcimonieux (modèle #22) s'est avéré être le modèle le plus complexe parmi ceux testés sur la base du BIC (Tableau 2). Ce modèle incluait les catégories d'habitat, l'élévation, la distance minimale à un chemin forestier (transformée en distance déclinante) ainsi que la longitude (considérée en relation quadratique), en plus des interactions entre ces deux dernières variables et les différentes catégories d'habitat. Ce modèle s'est avéré très robuste, comme en témoignent tant la validation croisée basée sur la sélection itérative de localisations ($r_s = 94,06 \pm 2,65\%$ (écart-type)) que sur celle s'appuyant sur la sélection itérative d'individus ($r_s = 93,45 \pm 4,05\%$; Tableau 3). Toutes les variables incluses dans le modèle (tant les variables seules qu'en interaction) avaient

un effet significatif sur la probabilité d'occurrence relative du caribou, à l'exception des peuplements mixtes et feuillus de 50 à 120 ans lorsque mise en interaction avec la distance au chemin (Tableau 3).

3.2. INTERACTION ENTRE LA LONGITUDE ET LA SÉLECTION DES HABITATS

La longitude influençait l'intensité de la sélection ou de l'évitement des différentes catégories d'habitat (Figure 2). En général, la probabilité relative d'occurrence augmentait d'ouest en est pour l'ensemble des catégories d'habitat, traduisant une sélection plus importante des milieux dénudés secs, des milieux dénudés humides, des peuplements de résineux de 50 à 70 ans et de 90 à 120 ans, des peuplements ouverts non-régénérés, des peuplements en régénération de 20 à 50 ans, des peuplements mixtes et feuillus de 50 à 120 ans et des autres polygones avec la longitude. À l'inverse, la sélection pour les coupes de 0 à 20 ans et les plans d'eau augmentait légèrement de la limite ouest de l'aire d'étude jusqu'à une longitude de $\sim 72^{\circ}\text{O}$, avant de diminuer vers l'extrême est de la zone étudiée (Figure 2). De manière générale, tant les plans d'eau, les peuplements mixtes et feuillus de 50 à 120 ans que les coupes forestières de 0 à 20 ans restaient évités (c.-à-d. moins utilisés que disponibles) sur l'ensemble du territoire québécois.

Tableau 3. Coefficients (β) et intervalle de confiance à 95% des variables considérées dans le modèle de fonction de sélection des ressources le plus parcimonieux. Coefficients (β) du modèle de sélection d’habitat le plus parcimonieux (modèle 22; voir Tableau 2) expliquant les variations de probabilité d’occurrence relative du caribou forestier à l’échelle annuelle dans 10 populations couvrant le Québec entre 2004 et 2017. La catégorie d’habitat « Résineux 90-120 ans » a été utilisée comme catégorie de référence (U/D = 1,21) relativement près de la sélection neutre (U/D = 1,00). Les variables dont les coefficients présentent un intervalle de confiance à 95% (IC95%; [borne inférieure : borne supérieure]) qui ne couvre pas le zéro sont considérées comme ayant un effet statistiquement significatif sur la probabilité relative d’occurrence. Un « x » entre deux variables réfère à une interaction entre les variables identifiées de part et d’autre de ce symbole.

Variable	β	IC95% [inf. : sup.]	Variable	β	IC95% [inf. : sup.]
Autres	-0,872	[-0,912 : -0,833]	Régénération 20-50 ans x Dist. chemin	0,168	[0,125 : 0,211]
Coupes 0-20 ans	-0,243	[-0,258 : -0,228]	Résineux 50-70 ans x Dist. chemin	0,137	[0,104 : 0,169]
Dénudés humides	0,350	[0,320 : 0,380]	Autres x Longitude	0,157	[0,147 : 0,167]
Dénudés secs	1,429	[1,395 : 1,463]	Coupes 0-20 ans x Longitude	-0,585	[-0,618 : -0,553]
Eau	-1,234	[-1,263 : -1,204]	Dénudés humides x Longitude	0,368	[0,356 : 0,380]
Feuillus & mixtes >50 ans	-1,077	[-1,122 : -1,032]	Dénudés secs x Longitude	0,138	[0,126 : 0,149]
Non régénéré	-0,177	[-0,219 : -0,135]	Eau x Longitude	-0,213	[-0,228 : -0,198]

Variable	β	IC95% [inf. : sup.]	Variable	β	IC95% [inf. : sup.]
Régénération 20-50 ans	-0,849	[-0,877 : -0,821]	Feuillus & mixtes >50 ans x Longitude	0,222	[0,187 : 0,256]
Résineux 50-70 ans	-0,083	[-0,108 : -0,058]	Non régénéré x Longitude	-0,087	[-0,105 : -0,069]
Élévation (km)	0,684	[0,658 : 0,711]	Régénération 20-50 ans x Longitude	-0,064	[-0,084 : -0,043]
Distance chemin ^a	1,552	[1,537 : 1,567]	Résineux 50-70 ans x Longitude	0,137	[0,122 : 0,152]
Longitude ^b	0,192	[0,155 : 0,230]	Autres x Longitude ²	0,087	[0,082 : 0,091]
Longitude ²	0,028	[0,013 : 0,043]	Coupes 0-20 ans x Longitude ²	-0,360	[-0,383 : -0,338]
Autres x Dist. chemin	-0,135	[-0,182 : -0,088]	Dénudés humides x Longitude ²	0,095	[0,089 : 0,101]
Coupes 0-20 ans x Dist. chemin	-0,314	[-0,372 : -0,257]	Dénudés secs x Longitude ²	0,011	[0,006 : 0,016]
Dénudés humides x Dist. chemin	-0,438	[-0,476 : -0,399]	Eau x Longitude ²	-0,126	[-0,136 : -0,116]
Dénudés secs x Dist. chemin	-1,013	[-1,054 : -0,972]	Feuillus & mixtes >50 ans x Longitude ²	-0,088	[-0,109 : -0,067]
Eau x Dist. chemin	-0,186	[-0,224 : -0,147]	Non régénéré x Longitude ²	0,011	[0,001 : 0,020]
Feuillus/mixtes >50 ans x Dist. chemin	0,021	[-0,040 : 0,083]	Régénération 20-50 ans x Longitude ²	0,017	[0,005 : 0,029]

Variable	β	IC95% [inf. : sup.]	Variable	β	IC95% [inf. : sup.]
Non régénéré x Dist. chemin	-0,401	[-0,452 : -0,350]	Résineux 50-70 ans x Longitude ²	0,060	[0,051 : 0,070]
Validation croisée moyenne r_s (\pm écart-type) – sélection aléatoire de lignes				0,9406 \pm 0,0265	
Validation croisée moyenne r_s (\pm écart-type) – sélection aléatoire d'individus				0,9345 \pm 0,0405	

^a La distance euclidienne au chemin le plus près a été transformée en distance déclinante en utilisant une valeur alpha de 400.

^b La longitude a été centrée et réduite pour faciliter la convergence des modèles. Elle a été aussi mise au carré, ce qui est représenté par « Longitude² ».

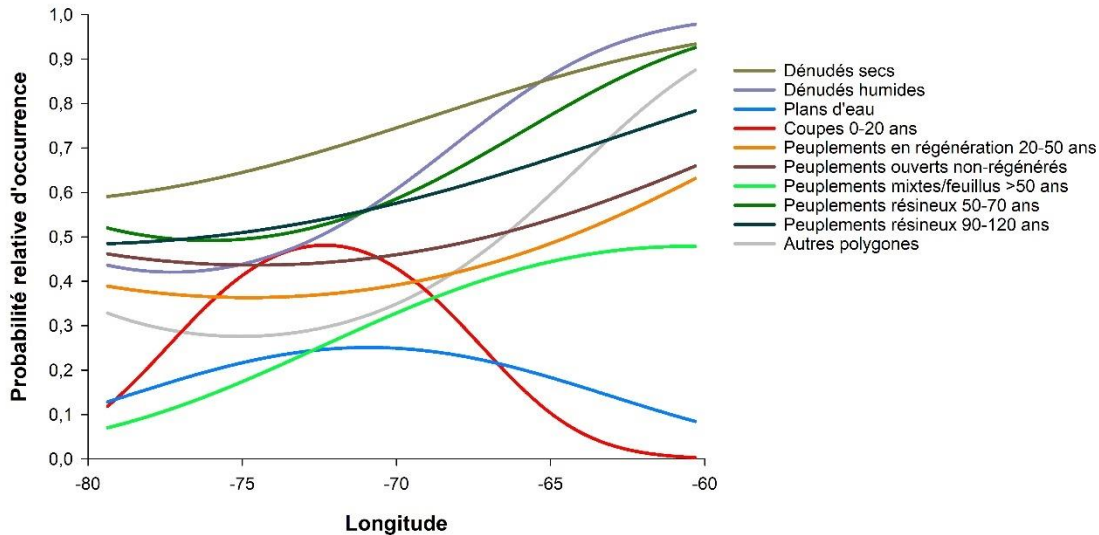


Figure 2 . Influence de la longitude sur la probabilité relative d'occurrence pour chacune des catégories d'habitat considérée dans l'analyse de sélection d'habitat des caribous forestiers au Québec entre 2004 et 2017.

La diminution d'évitement des peuplements ouverts non-regénérés, des peuplements en régénération de 20 à 50 ans et des polygones classés « autres » remarquée en se déplaçant vers l'est ne franchissait quant à elle la limite entre évitement et sélection qu'à l'extrémité est de l'aire d'étude (Figure 2). Les peuplements de résineux de 90 à 120 ans étaient quant à eux presque toujours sélectionnés, avec une probabilité d'occurrence relative de ~47% dans l'ouest de la province (suggérant une sélection neutre) qui augmentait continuellement jusqu'à des valeurs de ~70% à l'extrême est. Le même constat a été fait pour les dénudés

humides, la probabilité d'occurrence relative passant de ~45% dans l'ouest à près de 100% dans l'est de l'aire d'étude. La sélection marquée des peuplements de résineux de 50 à 70 ans et des dénudés secs s'observait sur l'ensemble de l'aire d'étude (Figure 2), malgré une hausse de la probabilité d'occurrence relative dans l'extrême est, ces catégories d'habitat atteignant toutes deux près de 90% de probabilité relative d'occurrence (Figure 2).

3.3. INTERACTION ENTRE LA DISTANCE À UN CHEMIN FORESTIER ET LA SÉLECTION DES HABITATS

La deuxième famille d'interactions significatives référerait à l'effet de la distance à un chemin forestier sur l'intensité de la sélection ou de l'évitement des différentes catégories d'habitat considérées. Bien que l'effet d'une augmentation de la distance au chemin se soit avéré moins marqué que celui de la longitude, les pentes positives notées pour toutes les catégories d'habitat suggèrent un évitement marqué de la proximité à un chemin forestier par le caribou, peu importe le type d'habitat dans lequel les individus se trouvaient (Figure 3).

Ce constat était observable tant pour les habitats évités (p. ex. plans d'eau, peuplements en régénération de 20 à 50 ans, peuplements ouverts non-régénérés, coupes forestières de 0 à 20 ans et « autres » polygones), pour lesquels l'intensité de l'évitement s'atténuait en s'éloignant des chemins forestiers mais où la probabilité relative d'occurrence demeurait sous 50%, que pour les habitats sélectionnés (p. ex. dénudés humides, peuplements de résineux de 50 à 70 ans, peuplements de résineux de 90 à 120 ans) dont la plupart étaient évités près des chemins forestiers mais sélectionnés au-delà d'une distance de ~600 m des chemins (Figure 3). Seuls les dénudés secs étaient toujours sélectionnés, tant près que loin

des chemins forestiers, même si l'intensité de la sélection s'accroît en s'éloignant de ces structures linéaires.

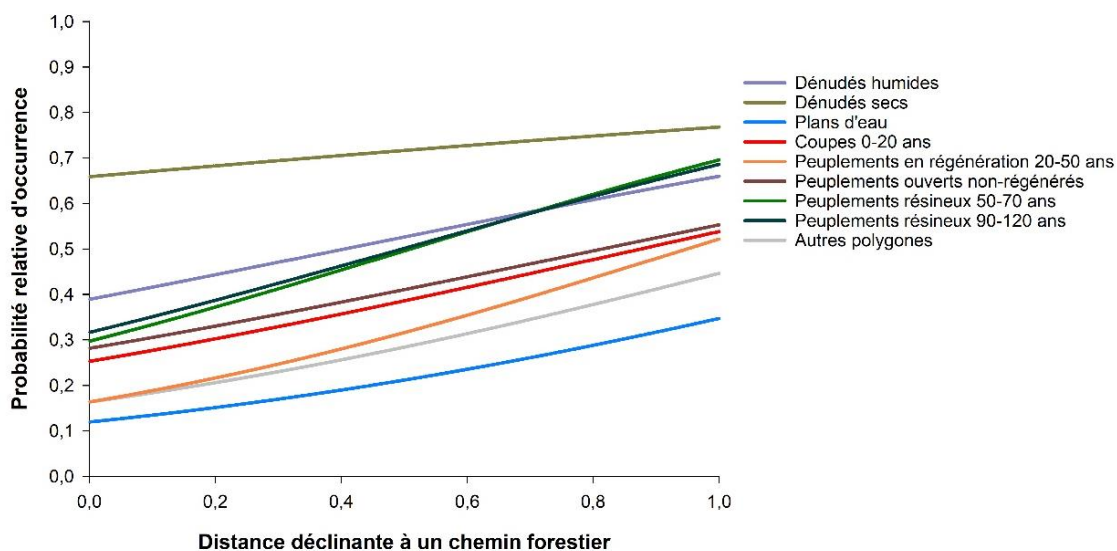


Figure 3. Influence de la distance à un chemin forestier sur la probabilité relative d'occurrence pour chacune des catégories d'habitat considérée dans l'analyse de sélection d'habitat des caribous forestiers au Québec entre 2004 et 2017. La distance à un chemin est exprimée en distance déclinante (voir les détails dans la section « *Analyse de sélection d'habitat* »).

3.4. HABITATS FAVORABLES AUX CARIBOUS ET ENTRAVES AUX DÉPLACEMENTS

L'utilisation de l'équation du modèle le plus parcimonieux nous a d'abord permis de générer la carte de probabilité d'occurrence relative sur toute notre aire d'étude (Figure 4).

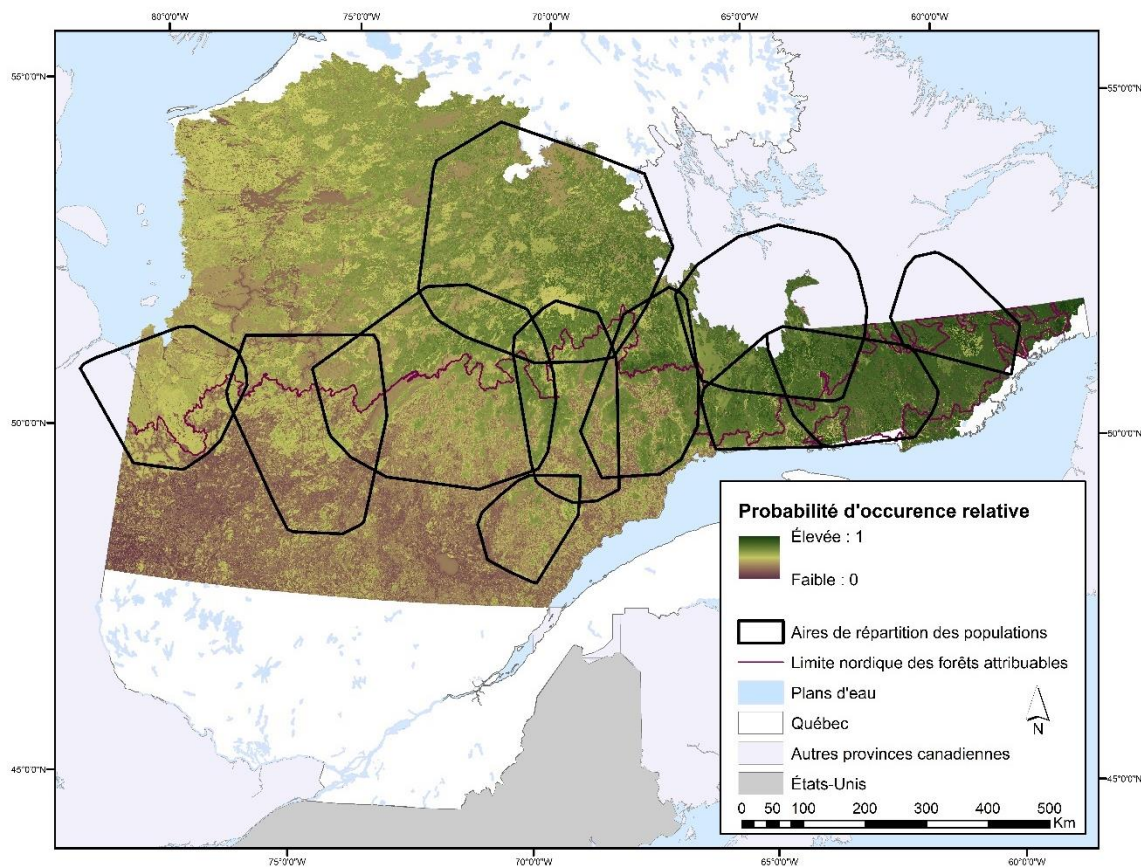


Figure 4. Variation de la probabilité d’occurrence relative du caribou forestier sur l’ensemble de l’aire d’étude. De gauche à droite, les aires de répartition (lignes noires) des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pimpuacan, Caniapiscou, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne mauve représente la limite nordique des forêts attribuables.

Ainsi, la probabilité d’occurrence s’est avérée plus élevée (en vert) au nord de la limite nordique des forêts attribuables et plus faible (en mauve) au sud (Figure 4). De même, l’augmentation de la probabilité relative d’occurrence d’ouest en est souligne l’existence d’une plus grande proportion d’habitats favorables au caribou dans l’est de la province. De cette carte a été déduite la matrice de résistance pour l’ensemble de l’aire d’étude, ce qui constitue en quelque sorte une image miroir (Figure 5).

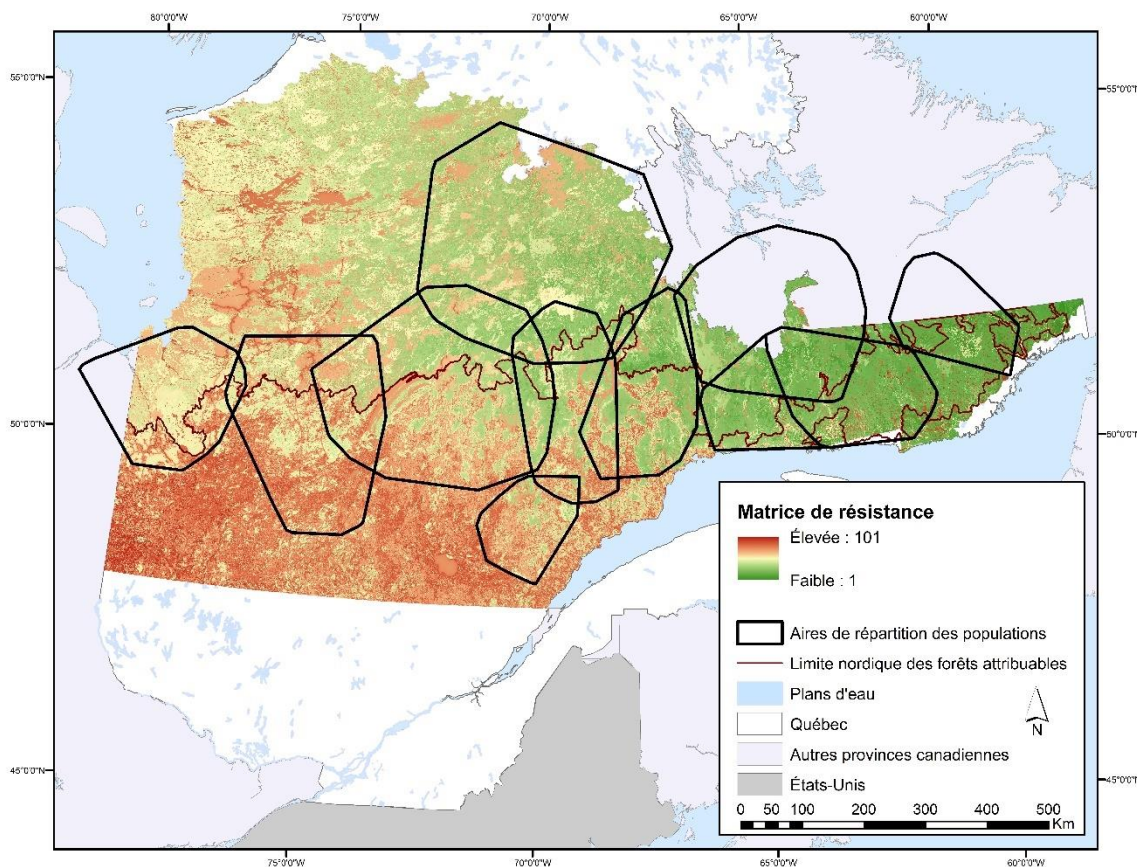


Figure 5. Matrice de résistance des différents pixels d’habitat couvrant l’ensemble de l’aire d’étude. De gauche à droite, les aires de répartition des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pimpuacan, Caniapiscou, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne mauve représente la limite nordique des forêts attribuables.

Cette carte illustre clairement que les habitats offrant une résistance plus élevée aux mouvements du caribou sont peu représentés au nord de la limite nordique des forêts attribuables et dans l’est de l’aire d’étude comparativement à ce qui est observé au sud de la limite nordique et à l’ouest de la province. Finalement, la fonction de sélection des ressources a permis de circonscrire un total de 52 noyaux d’habitats favorables de $\geq 100 \text{ km}^2$, des noyaux à connecter à l’aide de corridors de connectivité (Figure 6). Ce faible nombre de noyaux,

répartis dans les différentes aires de répartition de 9 des populations (aucun noyau retrouvé dans Pipmuacan), témoigne du niveau important de perturbations défavorables au caribou sur l'ensemble du territoire, particulièrement en considérant que 42 de ces 52 noyaux se retrouvent au nord de la limite nordique des forêts attribuables.

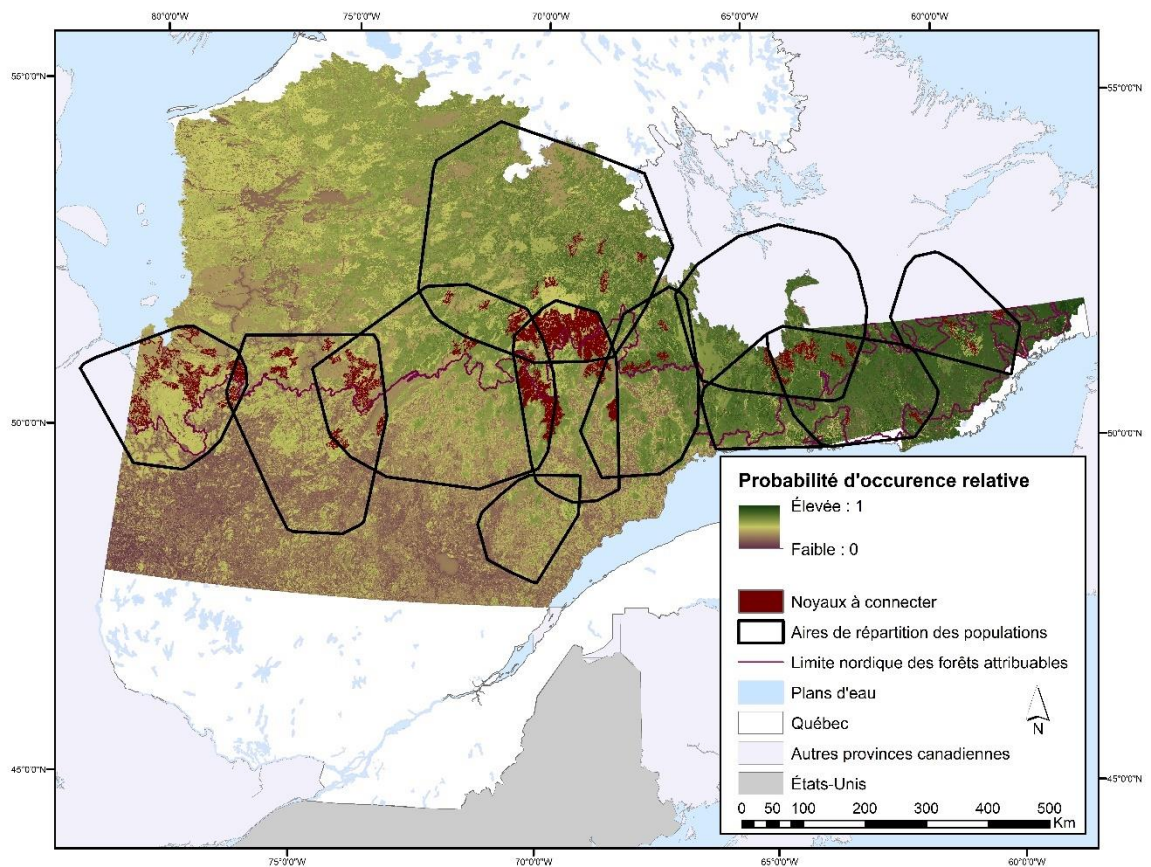


Figure 6. Variation de la probabilité d'occurrence relative du caribou forestier sur l'ensemble de l'aire d'étude et délimitation des 52 noyaux d'habitats à connecter (en rouge foncé). De gauche à droite, les aires de répartition (lignes noires) des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscau, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne mauve représente la limite nordique des forêts attribuables.

3.5. ANALYSE DE CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE

La carte de connectivité fonctionnelle montre explicitement l'emplacement des zones où la probabilité de mouvement entre les noyaux d'habitats favorables est la plus élevée (Figure 7). Les secteurs à forte densité de courant électrique (de rouge à jaune) se retrouvent au nord-est de la limite nordique des forêts attribuables, majoritairement dans et entre les aires de répartition où l'habitat est le moins perturbé (c.-à-d. Caniapiscau, Manicouagan, Lac Joseph et Basse-Côte-Nord), mais également dans la portion nord de l'aire de répartition de la population Assinica qui se situe au-dessus de la limite nordique (Figure 7). Au contraire, rares sont les zones favorables aux déplacements du caribou au sud de la limite nordique, traduisant l'effet cumulatif des perturbations passées dans la perte de connectivité fonctionnelle pour le caribou forestier.

Une infime partie de l'aire d'étude est couverte par des noyaux de bonne qualité (~2,6%; voir Figure 8). Point important à noter, ces noyaux sont tous contenus dans le quintile des valeurs les plus élevées de connectivité, les pixels contenus dans les noyaux présentant par définition les valeurs de résistance les plus faibles. Le pourcentage de l'aire d'étude couvert par le quintile de valeur de connectivité de 0-20% était de 98,00%, celui correspondant aux valeurs de connectivité de 21-40% était de 1,94%, celui pour les valeurs de connectivité de 41-60% était de 0,05%, tandis que ceux associés aux valeurs de connectivité de 61-80% et de 81-100% était de moins de 0,01%.

On retrouve principalement dans ces noyaux des peuplements de résineux de 90 à 120 ans, des dénudés secs, des plans d'eau, des peuplements de résineux de 50 à 70 ans et des

zones dénudées humides (Figure 9). On remarque aussi qu'aucune coupe forestière de 0 à 20 ans ne se retrouve au sein des noyaux à connecter (Figure 9).

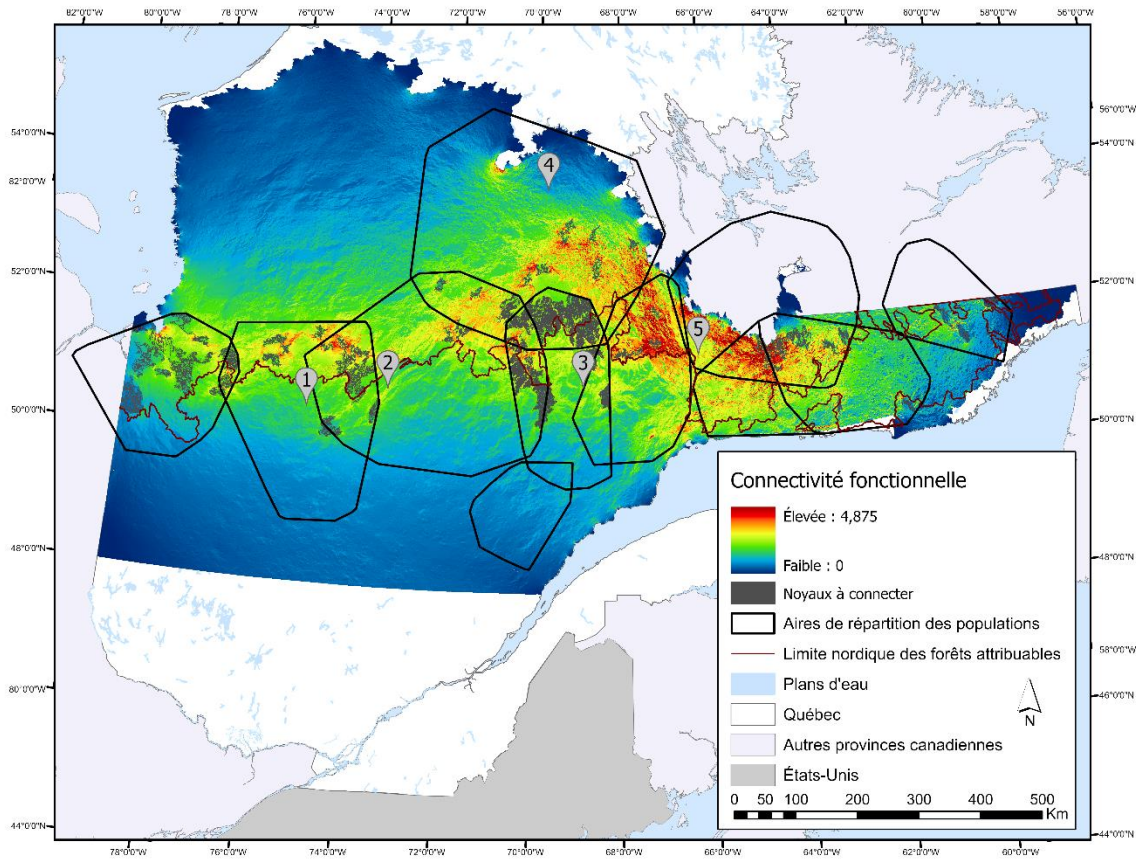


Figure 7. Variation de la connectivité fonctionnelle de l'habitat pour le caribou forestier sur l'ensemble de l'aire d'étude et délimitation des 52 noyaux d'habitats à connecter (en rouge foncé). La connectivité fonctionnelle est ici représentée en densité de courant (en ampères), variant d'une valeur nulle (en bleu) à une valeur maximale (en rouge). De gauche à droite, les aires de répartition (lignes noires) des populations de Nottaway, Assinica, Témiscamie, Pipmuacan, Caniapiscou, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River. La ligne rouge représente la limite nordique des forêts attribuables. Les points numérotés représentent le parc Assinica (1), le Lac Mistassini (2), le Réservoir Manicouagan (3), le réservoir de Caniapiscou (4) et la rivière Magpie (5).

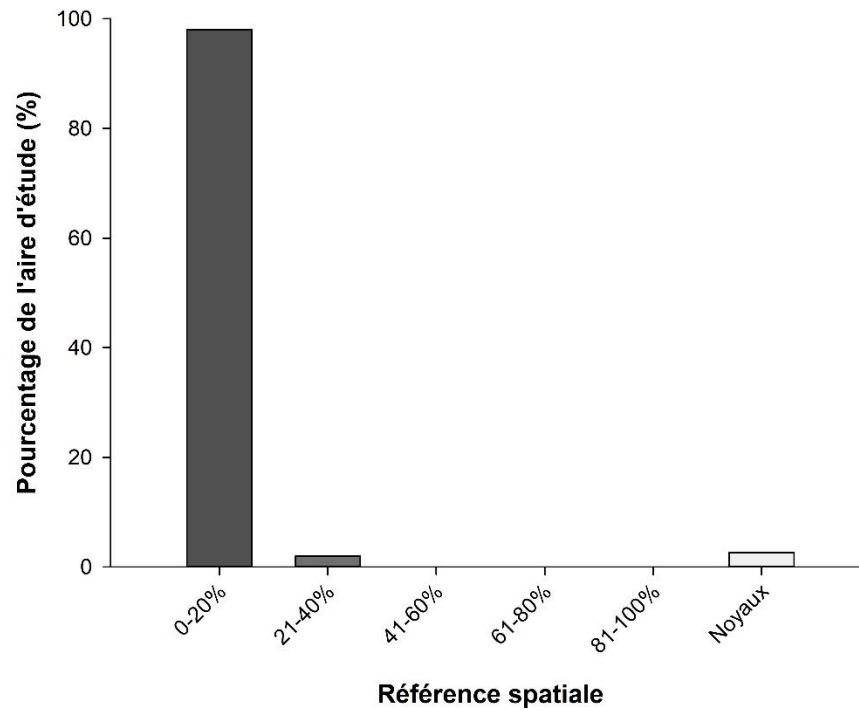


Figure 8 . Histogramme illustrant le pourcentage de l'aire d'étude couvert par les différents quintiles de valeur de connectivité ainsi que par les noyaux d'habitats à connecter. Notez que la somme des pourcentages pour les 5 quintiles est de 100%, et que la proportion de l'aire d'étude couverte par les noyaux (2,6%) se trouve déjà considérée dans le 1^{er} quintile de connectivité.

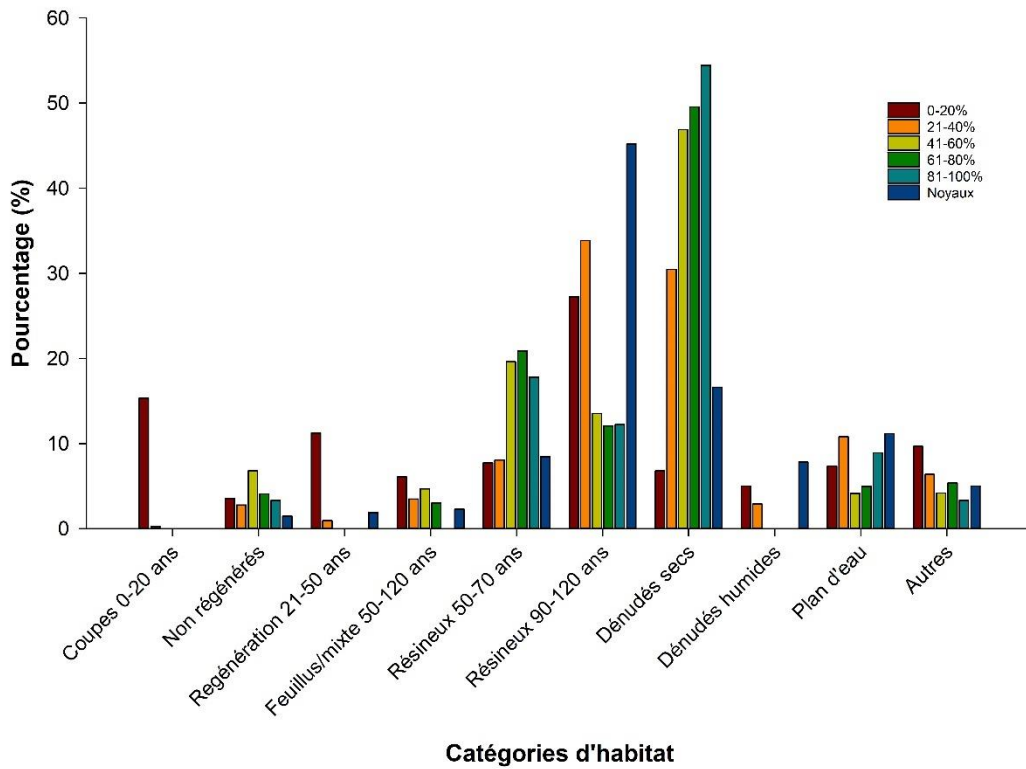


Figure 9. Histogramme illustrant le pourcentage que chaque catégorie d'habitat couvre dans chacun des quintiles de valeur de connectivité (et, séparément, dans les noyaux d'habitats à connecter). Ainsi, pour chaque quintile (et, séparément, pour les noyaux), la somme des pourcentages totalise 100%. Il importe de se référer à la Figure 8 pour relativiser le pourcentage que chaque quintile couvre sur l'ensemble de l'aire d'étude.

De manière générale, l'aire d'étude contient très peu de bons corridors de connectivité fonctionnelle, les densités de courant électrique les plus élevées (c.-à-d. se retrouvant dans le 4^e et le 5^e quintile) ne représentant que <0,1% du territoire d'intérêt, contre 98% dans le premier quintile, à savoir dans des habitats très peu favorables aux mouvements du caribou (Figure 8). Alors que les 4^e et 5^e quintiles renferment majoritairement des milieux dénudés secs, des peuplements de résineux de 50 à 70 ans et des peuplements de résineux de 90 à 120

ans, les plus faibles niveaux de connectivité fonctionnelle se retrouvaient dans les coupes forestières de 0 à 20 ans et les peuplements en régénération de 20 à 50 ans, mais également dans des peuplements de résineux de 90 à 120 ans (Figure 9). Finalement, quatre noyaux situés dans l'ouest de l'aire d'étude semblent plus isolés que les autres puisqu'une très faible densité de courant les relie aux noyaux plus à l'est (Figure 7). On remarque de plus que des corridors de connectivité fonctionnelle de qualité se retrouvent de part et d'autre des grands plans d'eau (p. ex. le lac Mistassini) ou d'aires protégées (p. ex. l'aire protégée des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan; voir Leblond *et al.* 2022a).

3.6. VALIDATION DE L'ANALYSE DE CONNECTIVITÉ

À l'aide de données indépendantes⁴, notre validation de l'analyse de connectivité a montré que les caribous sélectionnaient les pixels où la densité de courant (donc l'intensité de la connectivité) était plus élevée (Figure 10).

⁴ C'est-à-dire des données télémétriques non-utilisées pour bâtir la fonction de sélection des ressources, récoltées en 2018 et 2019 sur 234 individus, majoritairement sur des individus différents.

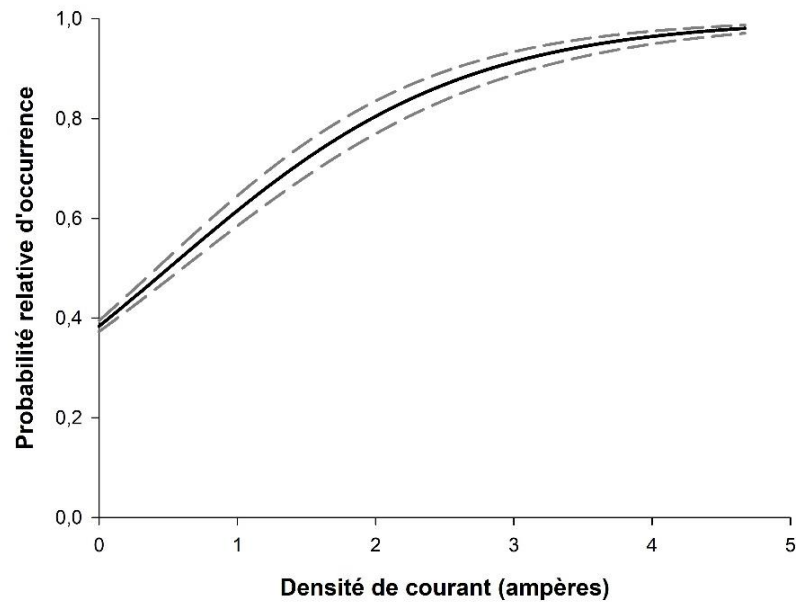


Figure 10. Relation entre la densité de courant (en ampères) et la probabilité relative d'occurrence des 234 caribous utilisés pour valider l'analyse de connectivité. La ligne noire pleine représente la moyenne et les deux lignes grises hachurées représentent les bornes supérieures et inférieures de l'intervalle de confiance à 95%.

En effet, une augmentation de la densité de courant était significativement reliée à une augmentation de la probabilité relative d'occurrence ($\beta = 0,944$, IC 95% = [0,863 : 1,026]) et cette relation positive s'atténuait au-delà de ~2 ampères pour tendre à plafonner au-delà de 4 ampères (Figure 10). La validation croisée s'est donc avérée très robuste considérant la simplicité relative du modèle, avec un coefficient de corrélation de Spearman de 0,879 ($\pm 0,035$ (écart-type)) suivant une sélection itérative des lignes et de 0,733 ($\pm 0,128$ (écart-type)) en sélectionnant itérativement des individus dans la base de données.

4. DISCUSSION

Comme d'autres études avant nous (p. ex. Bastille-Rousseau *et al.* 2012 ; Lafontaine *et al.* 2019), nous avons décrit les patrons de sélection d'habitat du caribou forestier dans l'ensemble de la boréale québécoise, et avons cartographié les résultats de nos analyses à l'échelle de l'aire de répartition de l'écotype (p. ex. Leblond *et al.* 2014, 2022a,b ; Imbeau *et al.* 2015). Alors que peu de nouvelles informations découlent de l'analyse de sélection d'habitat, nos résultats corroborant les observations faites par d'autres études menées au Québec (p. ex. Courtois *et al.* 2002 ; Hins *et al.* 2009 ; Courbin *et al.* 2009 ; Bastille-Rousseau *et al.* 2012 ; Losier *et al.* 2015 ; Lafontaine *et al.* 2019 ; St-Laurent *et al.* 2022), l'état actuel de l'habitat du caribou en forêt aménagée illustré dans nos cartes s'avère préoccupant. En effet, les constats faits, tant en termes de probabilité relative d'occurrence, de noyaux à connecter, de matrice de résistance que de connectivité fonctionnelle, illustrent l'ampleur des conséquences négatives d'un aménagement forestier extensif réalisé principalement au moyen des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), une pratique sylvicole qui consiste à récolter la majorité des arbres à diamètre commercial (DHP > 9 cm) sur la quasi-totalité du territoire retrouvé sous la limite nordique des forêts attribuables. Cette stratégie d'aménagement qui s'est étalée sur plusieurs décennies de récolte de la ressource ligneuse a profondément réduit la proportion du couvert forestier mature et âgé en forêt boréale (Drapeau *et al.* 2019, Cadieux *et al.* 2020). À l'aide de la théorie des circuits électriques (McRae *et al.* 2008), nous avons cartographié les corridors de connectivité pour une superficie couvrant l'ensemble de l'aire de répartition actuelle de l'espèce au Québec, en

mettant en évidence les entraves à la connectivité fonctionnelle induites par les perturbations anthropiques lorsque cumulées aux perturbations naturelles.

4.1. SÉLECTION D'HABITAT

Les interactions considérées dans la fonction de sélection de ressources que nous avons réalisée illustrent deux réponses fonctionnelles distinctes face au gradient longitudinal et à la distance d'un chemin forestier. Tout d'abord, l'interaction entre les catégories d'habitats et la longitude a montré une intensification de la sélection (ou une diminution de l'évitement) des différentes catégories d'habitat de l'ouest vers l'est à l'échelle du Québec. Ainsi, les caribous sélectionnaient les peuplements résineux de 50 à 70 ans, les peuplements résineux de 90 à 120 ans, les dénudés humides et les dénudés secs sur l'ensemble de l'aire d'étude, des habitats habituellement reconnus pour être associés à des ressources alimentaires importantes (lichens terricoles et arboricoles ; voir Stone *et al.* 2008 et Boudreault *et al.* 2015) ou à une ségrégation spatiale par rapport aux proies alternatives et aux prédateurs (Peters *et al.* 2013). Ce dernier point a d'ailleurs été bien documenté dans plusieurs études menées au Québec (Hins *et al.* 2009 ; Leblond *et al.* 2016a), en Ontario (Carr *et al.* 2007) et ailleurs au Canada (Environnement Canada 2012).

À l'inverse, les caribous évitaient les plans d'eau, les peuplements mixtes et feuillus de 50 ans et plus, les peuplements ouverts non régénérés, les peuplements en régénération de 20 à 50 ans, les polygones classés « autres » et les coupes de 0 à 20 ans, habitats habituellement

reconnus pour être associés à un risque ou à une utilisation importante des prédateurs (Courbin *et al.* 2009 ; Whittington *et al.* 2011 ; Lesmerises *et al.* 2012, 2015 ; Lesmerises & St-Laurent 2017 ; DeMars & Boutin 2018), mais avec un évitement moins marqué dans l'est de la province. La réponse des caribous modulée selon la longitude peut s'expliquer en partie par les différences de régimes de perturbations naturelles dans l'aire d'étude ainsi que par l'exposition passée de l'espèce face à ces perturbations naturelles. En effet, Lafontaine *et al.* (2019) ont montré que cette exposition passée, reconstituée dans les 300 dernières années (c.-à-d. ~50 générations précédentes) avait façonné la réponse comportementale des individus face aux perturbations humaines. En testant à la fois les réponses fonctionnelles des caribous et l'interaction avec le taux de brûlage historique (comme indice «proxy» de la récurrence de l'ouverture des peuplements au fil du temps), Lafontaine *et al.* (2019) ont montré que les caribous habitant les zones où la récurrence des cycles de feu était moindre, donc qui avaient été les moins exposés aux feux à une échelle temporelle historique récente, adoptaient des comportements de sélection d'habitat plus naïfs par rapport aux perturbations et prenaient davantage de risques en utilisant plus intensément les coupes forestières et les autres habitats perturbés (considérés dans notre étude comme offrant une forte résistance). À l'inverse, ils ont montré que les caribous fréquentant les secteurs situés dans l'ouest de la province, qui avaient par conséquent fréquenté des forêts davantage dynamisées par les feux à une échelle évolutive, exprimaient moins de réponses naïves et évitaient plus efficacement les secteurs perturbés (Lafontaine *et al.* 2019). Ce découplage dans la réponse comportementale face à une coupe forestière apert donc façonnée par l'exposition passée aux

feux et pourrait donc expliquer en partie les réponses observées face aux différentes catégories d'habitat considérées dans notre analyse.

L'interaction entre les catégories d'habitats et la distance au chemin a, quant à elle, confirmé des observations faites de manière répétée partout au Canada, à savoir que l'intensité de la sélection de toutes les catégories d'habitat considérées dans notre analyse augmentait en s'éloignant des chemins (voir p. ex. Leblond *et al.* 2011, 2013 ; Mumma *et al.* 2017, 2018 ; Viejou *et al.* 2018 ; St-Laurent *et al.* 2022). Toutefois, cette intensification de la sélection est apparue moins marquée dans les habitats favorables au caribou (c.-à-d. dénudés secs, peuplements de résineux de 50 à 70 ans, peuplements de résineux de 90 à 120 ans et dénudés humides) que dans les catégories d'habitat qui lui sont plus hostiles (p. ex. coupes 0-20 ans, peuplements en régénération de 20-50 ans). La présence d'un chemin forestier à proximité d'un habitat semble donc constituer une source d'aversion pour le caribou et une barrière aux déplacements. C'est ce qui a été observé au Québec par Leblond *et al.* (2013) qui ont montré que les caribous évitent activement les chemins forestiers et les routes dans leurs déplacements, ainsi que Fortin *et al.* (2013) qui ont montré un effet de « chasse-neige » en périphérie des perturbations qui repousse les caribous plus loin (3,7 km). Ailleurs au Canada, Dyer *et al.* (2001) ont montré que les caribous de l'Alberta réduisaient la taille de leurs domaines vitaux pour éviter les routes alors que Plante *et al.* (2018), en étudiant le caribou migrateur, ont calculé que la perte cumulative d'habitats de bonne qualité s'élevait à ~38% en raison de l'évitement des structures linéaires, un constat rejoignant celui fait par Polfus *et al.* (2011) chez le caribou forestier en Colombie-Britannique.

4.2. PROBABILITÉ RELATIVE D'OCCURRENCE ET RÉSISTANCE

La carte de probabilité d'occurrence relative et la carte de résistance illustrent une érosion importante de l'habitat du caribou forestier dans une portion importante de l'aire de répartition passée de l'espèce au Québec, soit celle située au sud de la limite nordique des forêts attribuables. Ces deux cartes témoignent des impacts marqués de décennies d'aménagement forestier extensif par lesquels la perte et la fragmentation généralisée du couvert forestier mature et âgé, dense et haut a lentement, mais continuellement progressé du sud vers le nord (Imbeau *et al.* 2015), particulièrement dans le centre et l'ouest de la province, alors que l'est apparaît moins impacté en raison du déplacement récent (en 2018) de la limite nordique des forêts attribuables dans ce secteur (MRN 2013).

Plusieurs études récentes ont cartographié les conséquences de l'ajout de perturbations anthropiques en forêt aménagée sur la qualité de l'habitat du caribou au Québec (voir Bastille-Rousseau *et al.* 2012 ; Leblond *et al.* 2014, 2022a,b ; St-Laurent *et al.* 2022 ; Morineau 2023), rejoignant les constats faits ailleurs au Canada quant au recul vers le nord des limites sud de l'aire de répartition de l'espèce en lien avec le cumul de perturbations anthropiques (Schaefer 2003 ; Vors *et al.* 2007 ; Vors & Boyce 2009 ; Environnement Canada 2011 ; Festa-Bianchet *et al.* 2011).

4.3. NOYAUX DE BONS HABITATS À CONNECTER

Plusieurs études ont récemment fait le constat que la représentation des vieilles forêts – et plus spécifiquement des grands massifs de vieilles forêts – est en continuelle érosion au

Québec (Imbeau *et al.* 2015 ; Rudolph 2019 ; Drapeau *et al.* 2019 ; Cadieux *et al.* 2020 ; Leblond *et al.* 2022a). Ce constat ressort également de nos analyses sur les bases du nombre et de la répartition des noyaux d'habitats à connecter (c.-à-d. les habitats de $>100 \text{ km}^2$ ayant une plus grande probabilité d'occurrence dans chaque population). En effet, nos analyses ont montré que 81% de ces noyaux se retrouvaient au nord de la limite nordique, laissant très peu de grands massifs d'habitat de qualité en forêt aménagée.

Bien entendu, diminuer la taille du seuil utilisé pour considérer qu'un massif de forêt se qualifie au statut de « noyau » à connecter pourrait faire augmenter le nombre de noyaux d'habitats favorables au caribou, mais une telle décision reviendrait à maintenir des habitats ayant peu de probabilité d'être réellement utilisés par des caribous (voir Lesmerises *et al.* 2013) sans effort de restauration active. La décision d'imposer une taille-seuil de 100 km^2 pour qu'un habitat soit considéré comme un noyau a permis de nous assurer que chaque noyau d'habitat à connecter offrait au minimum une probabilité d'utilisation par le caribou de 40% (selon Lesmerises *et al.* 2013). Sur ces bases, nos résultats diffèrent de ceux obtenus par Rudolph (2019) qui eux ont sélectionné des noyaux dont la taille moyenne n'était que de $10,7 \text{ km}^2$, et dont seulement 5% couvraient plus de 197 km^2 . Ainsi, l'analyse de Rudolph (2019) offre une plus grande quantité de noyaux (990 vs 52) qui couvraient une plus importante portion de l'aire de répartition au sud de la limite nordique des forêts attribuables. Néanmoins, l'identification d'un grand nombre de petits noyaux et, par conséquent, de nombreux autres corridors les reliant, risque de confondre des corridors de connectivité fonctionnelle réellement utilisés (et utilisables) avec d'autres de moindre intérêt pour le caribou. Il devient donc difficile de cibler les secteurs à prioriser pour concentrer les efforts

de conservation à déployer à l'échelle du Québec. Toutefois, il importe de noter que nos 52 noyaux se retrouvent tous dans la carte de noyaux de Rudolph (2019), soulignant l'arrimage entre les deux études. Une partie des différences entre les deux études peut également découler de l'utilisation de cartes forestières différentes, celle utilisée dans notre analyse étant plus récente que celle de Rudolph, offrant un portrait plus à jour des perturbations naturelles et anthropiques survenues au cours de la dernière décennie.

4.4. CORRIDORS DE CONNECTIVITÉ FONCTIONNELLE

Notre analyse de connectivité fonctionnelle s'est avérée robuste sur la base de la validation croisée à l'aide de données indépendantes, une étape rarement faite dans les études comparables mais pourtant identifiée comme nécessaire (voir Laliberté & St-Laurent 2020 et Galipeau et al. 2020). Appuyée sur le comportement de plus de 200 caribous suivis entre 2004 et 2017, cette analyse a permis de mettre en évidence que les corridors favorables aux mouvements des caribous (c.-à-d. les corridors à forte densité de courant électrique) se retrouvent eux aussi en grande majorité au-dessus de la limite nordique des forêts attribuables et ce, dans la quasi-totalité des aires de répartition. Plus précisément, ces corridors se retrouvent principalement au sein – et entre – quatre populations soit : au sud-est de l'aire de répartition de la population de Caniapiscau, nord de celle de Manicouagan, au sud de celle du Lac Joseph et à l'ouest de celle de la Basse-Côte-Nord. Plus spécifiquement, de bons corridors ont été identifiés dans les secteurs situés entre le réservoir Manicouagan, le réservoir de Caniapiscau et la rivière Magpie, ainsi qu'en périphérie du Lac Mistassini et du parc Assinica (Figure 7). Bien que localisés sous la limite nordique des forêts attribuables,

ces secteurs offrent un potentiel de connectivité fonctionnelle élevée potentiellement explicable par leur latitude plus élevée et par une empreinte anthropique nettement moindre liée à un historique d'aménagement forestier plus récent. Ces secteurs ont également été identifiés par Rudolph (2019)⁵, bien qu'avec une approche analytique différente ; son étude mettait également de l'avant l'asymétrie de noyaux d'habitats à connecter et de corridors de connectivité fonctionnelle entre les secteurs situés au nord et ceux situés au sud de la limite nordique des forêts attribuables. Il identifiait d'ailleurs un regroupement important de corridors de connectivité dans les aires de répartition des populations de Caniapiscau, Outardes, Manicouagan et Lac Joseph (qui sont identifiés dans son rapport comme étant les populations de Côte-Nord Ouest et Côte-Nord Est ; voir Rudolph 2019). Au-delà des similitudes entre notre carte de connectivité et celle de Rudolph (2019), son étude a utilisé la théorie des graphes pour cartographier la connectivité fonctionnelle alors que nous avons utilisé la théorie des circuits électriques, une approche qui nous a permis de modéliser différents flux de mouvements potentiels entre deux noyaux éloignés grâce à un réseau de plusieurs nœuds intermédiaires, ce qui ne pouvait pas être mesuré avec la théorie des graphes (McRae *et al.* 2008 ; Urban *et al.* 2009).

De plus, la structure même des corridors diffère entre les études. En choisissant d'imposer une distance maximale de 9 kilomètres à des corridors reliant deux noyaux, une décision basée sur la taille des déplacements moyens quotidiens des caribous à l'échelle annuelle, Rudolph (2019) a forcé la création de courts corridors entre noyaux voisins

⁵ Et réutilisés par Leblond *et al.* (2022a) dans la délimitation d'aires protégées candidates.

seulement. Bien que l'approche semble louable pour générer des corridors dont la longueur correspond à des distances réalistes pouvant être franchies par un individu en une journée, la référence temporelle considérée (déplacement moyen en une seule et même journée) apparaît restrictive considérant les capacités du caribou à entreprendre de longs déplacements sur plusieurs jours consécutifs, même en milieux moins favorables (voir Laliberté 2016 pour le caribou forestier, et Leblond *et al.* 2016b pour le caribou migrateur). En effet, la distance maximale utilisée par Rudolph (2019) laisse entendre que les individus doivent obligatoirement passer d'un noyau à un autre en une seule journée alors qu'en réalité, si le corridor est de qualité et de taille suffisante, un caribou pourrait y passer quelques jours consécutifs à se déplacer ou même à s'y reposer et s'y alimenter. Point important à noter, un corridor sélectionné est, par définition, un habitat où la résistance est moindre que dans la matrice retrouvée hors des corridors, entre deux noyaux (Taylor *et al.* 1993). Dans notre étude, l'utilisation de la théorie des circuits électriques a permis de générer des corridors entre tous les noyaux de bons habitats répertoriés dans l'aire d'étude, qu'ils soient voisins ou non, et ce sur des distances illimitées et sans contraintes de temps pour réaliser ces déplacements. Par conséquent, notre approche cible prioritairement le positionnement de corridors de connectivité fonctionnelle entre des noyaux de grande taille qui ont le potentiel de représenter des habitats favorables. En bref, en ne s'appuyant pas sur les mêmes méthodes, notre étude et celle de Rudolph (2019) se complètent ; notre carte de connectivité fonctionnelle est davantage restrictive et vise à identifier les corridors majeurs permettant le maintien de connexions à l'échelle de la métapopulation, alors que l'étude de Rudolph (2019)

viser une connectivité fonctionnelle à plus fine échelle, pour relier des parcelles d'habitats de qualité de petite taille dans une matrice fortement altérée.

La théorie des circuits électriques permet de hiérarchiser les corridors de connectivité les uns par rapport aux autres (et également face à la matrice altérée) à l'aide de la densité du courant électrique, une mesure à l'échelle de chaque pixel, en ampères. Utile pour orienter davantage les décisions d'aménagement du territoire, cette métrique nous a également permis d'évaluer la contribution des différentes catégories d'habitat à la connectivité fonctionnelle. Cette analyse, , a mis en évidence que les peuplements de résineux et les milieux dénudés secs composent une large part des quintiles présentant les densités de courant les plus élevées de même que les noyaux, signifiant qu'ils sont les plus favorables aux déplacements du caribou, alors que les coupes forestières étaient davantage représentées dans les quintiles de moindre densité de courant. Sans surprise, ces résultats s'avèrent particulièrement représentatifs des patrons comportementaux du caribou dans l'ensemble de l'aire d'étude, puisqu'il s'agit des habitats considérés les plus favorables au caribou (Courtois *et al.* 2002 ; Hins *et al.* 2009 ; Bastille-Rousseau *et al.* 2012 ; Leblond *et al.* 2014 ; Lafontaine *et al.* 2019) et qu'ils reflètent la fonction de sélection des ressources à la base de notre modèle de connectivité fonctionnelle.

D'autre part, un autre constat intéressant peut être tiré de l'interprétation des intensités de courant à l'échelle du pixel, une fois synthétisée en quintiles de connectivité, à savoir l'effet de l'organisation spatiale des différentes catégories d'habitat sur la connectivité fonctionnelle. En effet, des habitats considérés favorables au caribou (p. ex. les peuplements résineux de 90 à 120 ans) ont tout de même contribué aux quintiles de connectivité aux

valeurs les plus élevées (c.-à-d. les plus faibles densités de courant), dénotant l'influence des coupes adjacentes aux forêts résiduelles (Hins *et al.* 2009) et aux chemins forestiers qui fragmentent le couvert forestier de manière importante en territoire aménagé (Rudolph *et al.* 2017 ; Bauduin *et al.* 2018 ; St-Pierre *et al.* 2021, 2022). Un tel constat vient appuyer les résultats de Lesmerises *et al.* (2013) quant à l'importance de maintenir des massifs d'une taille minimale et d'une configuration compacte afin qu'ils soient adéquats (et utilisés) par les caribous, et reflète l'impact important de la fragmentation de l'habitat tant sur le comportement (Raymond-Bourret 2017) que sur les taux vitaux (Environnement Canada 2011 ; Rudolph *et al.* 2017).

4.5. LIMITES DE L'ÉTUDE

Plusieurs approches d'analyse spatiale permettent de modéliser la connectivité fonctionnelle (Calabrese & Fagan 2004), mais il importe de choisir un modèle approprié à l'espèce d'intérêt, à ses capacités de déplacement et aux données disponibles (Steffan-Dewenter *et al.* 2002 ; Uezu *et al.* 2005 ; CMS 2020 ; Marrec *et al.* 2020). Par son efficacité à couvrir de grandes échelles spatiales et ses calculs à haute résolution, la théorie des circuits électriques nous semblait bien adaptée à la réalité comportementale du caribou forestier, une espèce à grand domaine vital (Bastille-Rousseau *et al.* 2012 ; Beauchesne *et al.* 2014). Cependant, l'analyse sur Circuitscape utilise un algorithme de marche aléatoire qui assume que les individus ne sont conscients que d'un seul pixel du paysage à la fois, et non pas de l'ensemble du paysage qui l'entoure (McRae *et al.* 2008). Un tel algorithme résulte souvent en de nombreux corridors différents puisqu'un animal décide à chaque pixel du prochain

mouvement à effectuer, des décisions qui peuvent différer entre les individus modélisés (Bond *et al.* 2017).

Le caribou étant une espèce qui montre une fidélité au site élevée (Faille *et al.* 2010 ; Lafontaine *et al.* 2017; Cameron *et al.* 2020) et qui partage l'information entre individus quant à la structure de l'habitat (Lesmerises *et al.* 2018b), il est plausible d'affirmer que certains corridors autrefois favorables mais aujourd'hui altérés par des perturbations, donc de moindre densité de courant dans la carte de connectivité fonctionnelle actuelle, restent utilisés. Toutefois, notre exercice de validation croisée mené avec des données télémétriques indépendantes a démontré la robustesse de notre carte de connectivité fonctionnelle, reléguant cette limite potentielle à un simple bruit de fond à l'échelle du Québec.

Notre carte de connectivité présente une limite notable liée à la superficie de territoire modélisée. En effet, nous sommes conscients qu'un phénomène de vignettage artificiel existe dans notre carte, les corridors de connectivité suivant les contours de la province ou des zones modélisées. Ce phénomène bien connu (Koen *et al.* 2010 ; Amos *et al.* 2012) survient lorsque le courant ne peut pas rejoindre de noyaux situés au-delà des frontières qui, pour des caribous qui se déplaceraient, n'existent pas (sauf pour les grands plans d'eau). À titre d'exemple, la limite nord de l'aire de répartition ou la ligne de partage avec le sud du Labrador présentent des densités de courant plus faibles associées au vignettage. De plus, puisque l'on additionne la valeur de densité de courant de tous les corridors identifiés entre chaque paire de noyaux à l'échelle de chaque pixel pour produire la carte synthèse, on obtient davantage de corridors (c.-à-d. une densité de courant plus élevée) au centre de la carte qu'en périphérie. En effet, par ce phénomène de vignettage, les noyaux situés à l'ouest et à l'est de la province ne

peuvent pas se connecter avec d'autres noyaux situés à l'extérieur du Québec, par exemple respectivement en Ontario ou au Labrador, deux territoires non modélisés dans notre étude. Ainsi, la densité de courant plus faible (donc le nombre moins élevé de corridors) à l'extrême-ouest et l'extrême-est de l'aire d'étude est une image légèrement biaisée de la réalité et ne signifie pas une absence de bons corridors de connectivité, mais représente un artéfact de la méthode de calcul et du logiciel Circuitscape (Koen *et al.* 2010 ; Amos *et al.* 2012). Nous avons donc volontairement élargi la représentation cartographique au-delà des limites des aires de répartition actuelles au nord afin d'en atténuer l'impact, mais n'avons pas modélisé la connectivité avec l'est de l'Ontario ou le Labrador. Toutefois, il paraît vraisemblable de penser qu'une relativement bonne connectivité existe entre les hardes de l'ouest du Québec (p. ex. Nottaway, Détour) et celles de l'Ontario, et entre celles de l'est de la province (p. ex. Caniapiscau, Outardes, Manicouagan, Lac Joseph, Basse-Côte-Nord et Joir River) et celles du sud du Labrador. Il reste important de reconnaître qu'il subsiste une légère distorsion du modèle au sud et au nord, lorsqu'on s'éloigne du cœur des aires de répartition des différentes sous-populations. Nous sommes cependant confiants qu'à l'intérieur des aires de répartition des populations modélisées, notre estimation de la connectivité fonctionnelle demeure robuste telle que suggérée par la validation croisée.

4.6. IMPLICATIONS POUR LA CONSERVATION DU CARIBOU

En plus d'offrir un portrait actuel de la qualité d'habitat et des patrons de sélection d'habitat du caribou forestier à l'échelle de l'ensemble du Québec, notre étude a permis d'identifier les meilleurs noyaux d'habitats et les corridors de connectivité fonctionnelle les

plus favorables actuellement disponibles au caribou⁶. Nos résultats ont donc le potentiel d'influencer les stratégies de conservation, de restauration et d'aménagement de l'habitat du caribou à l'échelle de la province. Devant l'ampleur de l'empreinte anthropique actuelle sous la limite nordique des forêts attribuables, notre étude souligne à quel point il est impératif de prioriser la conservation des noyaux et des corridors de connectivité identifiés dans les futurs projets d'aménagement du territoire si notre objectif ultime est de contribuer au rétablissement de cette espèce iconique de la forêt boréale canadienne. De plus, nos analyses et constats soutiennent la création de nouveaux noyaux d'habitats à conserver (p. ex. de nouvelles aires protégées ; Leblond *et al.* 2022a) et la restauration (tant passive qu'active ; voir Lacerte *et al.* 2021, 2022 ; St-Pierre *et al.* 2021, 2022) des habitats favorables au caribou retrouvés dans ou près des corridors de connectivité. En appui à d'autres travaux de recherche (p. ex. O'Brien *et al.* 2006 ; Rudolph 2019 ; Leblond *et al.* 2022b), notre étude a clairement montré l'importance de la configuration des habitats, soulignant l'ampleur de la perte nette de l'habitat du caribou mais aussi de sa fragmentation dans la portion du territoire sous aménagement à l'échelle de l'ensemble de son aire de répartition au Québec.

Sur ces bases, il est à présent primordial d'assurer la conservation des noyaux d'habitats favorables situés au sud de la limite nordique des forêts attribuables, entre autres par la création de nouvelles aires protégées (voir Leblond *et al.* 2022b), et viser à les agrandir par des efforts de restauration active. En fait, le fait de montrer que la connectivité au sud est peu présente permet à la fois de pointer les secteurs où les efforts de restauration doivent être

⁶ Sur la base de la carte écoforestière de 2019.

investis et d'encourager l'identification des pochettes d'habitats de plus petite taille, telles que suggérées par Rudolph (2019), pour la mise en place d'actions visant à en faire des massifs de plus grande taille, et ainsi ultimement permettre une reconnexion avec les noyaux d'habitat au nord.

De plus, des efforts doivent être déployés afin de protéger les corridors de connectivité fonctionnelle actuellement identifiés dans notre étude (p. ex. corridor présent entre l'aire de répartition de la population de Caniapiscau et celle de Basse-Côte-Nord, et dans une moindre mesure entre celle de Nottaway jusqu'à celle d'Outardes), puisqu'ils sont actuellement favorables à l'échange d'individus et de gènes entre les sous-populations (*sensu* Almeida-Rocha *et al.* 2020). Il est aussi important de consolider et agrandir les corridors de connectivité actuellement présents par des efforts de restauration menés en périphérie des corridors afin de maintenir et améliorer la connectivité entre (et dans) les différentes aires de répartition, ainsi qu'entre le sud (zone sous aménagement) et le nord (au-delà de la limite nordique) de la province.

En conclusion, il est essentiel de maintenir les habitats représentatifs des besoins du caribou en quantité suffisante et sous une configuration efficace pour renverser le déclin puis conserver les populations de caribous forestiers dans la province, de façon à remplir nos obligations légales de même que nos engagements éthiques et moraux de protection de la biodiversité. La présente étude, tant par son approche analytique que par ses résultats, permettra non seulement d'appuyer la prise de décision et de contribuer aux nouvelles orientations de protection et d'aménagement de l'habitat de l'espèce, mais également de bonifier le maintien d'habitats peu perturbés et d'une connectivité fonctionnelle importante

pour toutes les autres espèces associées aux vieilles forêts qui ne bénéficient pas d'un éclairage médiatique aussi important que le caribou forestier au Québec.

5. RÉFÉRENCES

- Albert, C.H., B. Rayfield, M. Dumitru & A. Gonzalez. 2017. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology* **31**: 1383–1393.
- Almeida-Rocha, J.M., L.A. Soares, E.R. Andrade, F.A. Gaiotto & E. Cazetta. 2020. The impact of anthropogenic disturbances on the genetic diversity of terrestrial species: A global meta-analysis. *Molecular Ecology* **29**(24): 4812–4822.
- Amos, J.N., A.F. Bennett, R. MacNally, G. Newell, A. Pavlova, J.Q. Radford, J. Thomson, M. White & P. Sunnucks. 2012. Predicting landscape-genetic consequences of habitat loss, fragmentation and mobility for multiple species of woodland birds. *PLoS One* **7**(2): e30888.
- Andrello, M., M.N. Jacobi, S. Manel, W. Thuiller & D. Mouillot. 2014. Extending networks of protected areas to optimize connectivity and population growth rate. *Ecography* **35**: 1–10.
- Baguette, M., & H. van Dyck. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* **22**: 1117–1129.

- Baguette, M., S. Blanchet, D. Legrand, V.M. Stevens & C. Turlure. 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews* **88**: 310–326.
- Banks, S.C., M.P. Piggott, A.J. Stow & A.C Taylor. 2007. Sex and sociality in a disconnected world: A review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactions. *Canadian Journal of Zoology* **85**: 1065–1079.
- Bastille-Rousseau, G., C. Dussault, S. Courtier, D. Fortin, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau & V. Brodeur. 2012. Sélection d’habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise. Ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l’expertise sur la faune et ses habitats, Québec, 66 p.
- Bauduin, S., E. McIntire, M.-H. St-Laurent & S.G. Cumming. 2018. Compensatory conservation measures for an endangered caribou population under climate change. *Scientific Reports* **8**: 16438.
- Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS ONE* **8**(11): e77514.
- Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2014. Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns. *Biological Conservation* **172**: 190–199.
- Beier, P., & R.F. Noss. 1998. Do corridors provide connectivity? *Conservation Biology* **12**: 1241–1252.

- Beier, P., D.R. Majka & W.D. Spencer. 2008. Forks in the road: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* **22**(4): 836–851.
- Bélanger, S., J.-P. Saucier & A. Robitaille 2008. Cartographie de la pessière à mousses – Équivalence de la norme de cartographie du Nord avec la norme de cartographie du 3^e inventaire (1 / 20 000). Comité scientifique sur la limite nordique des forêts attribuables. Québec. 27 p.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* **86**: 1988–1995.
- Bennett, V.J. 2017. Effects of road density and pattern on the conservation of species and biodiversity. *Current Landscape Ecology Reports* **2**: 1–11.
- Bond, M.L., C.M. Bradley, C. Kiffner, T.A. Morrison & D.R. Lee. 2017. A multi-method approach to delineate and validate migratory corridors. *Landscape Ecology* **32**: 1705–1721.
- Boudreault, C., P. Drapeau, M. Bouchard, M.-H. St-Laurent, L. Imbeau & Y. Bergeron. 2015. Contrasting response of epiphytic and terrestrial lichens to variations in forest characteristics in northern boreal ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* **45**: 595–606.
- Boulanger, Y., & D. Arseneault. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* **34**(5): 1035–1043.

- Boyce, M.S., P.R. Vernier, S.E. Nielsen & F.K. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* **157**: 281–300.
- Bunn, A.G., D.L. Urban & T.H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* **59**: 265–278.
- Burnham, K.P., & D.R. Anderson. 2004. Multimodel inference: Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* **33**(2): 261–304.
- Cadieux, P., P. Drapeau, A. Leduc & L. Imbeau. 2020. Effets des pratiques d'aménagement de la forêt boréale du Québec sur ses populations d'oiseaux. Rapport scientifique présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec. Centre d'étude de la forêt (Québec). 105 p. + Annexes.
- Calabrese, J.M., & W.F. Fagan. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and Environment* **2**: 529–536.
- Cameron, M. D., K. Joly, G.A. Breed, C.P.H. Mulder, & K. Kielland. 2020. Pronounced fidelity and selection for average conditions of calving area suggestive of spatial memory in a highly migratory ungulate. *Frontier in Ecology and Evolution* **8** : 409.
- Carpenter, J., C. Aldridge & M. Boyce. 2010. Sage-grouse habitat selection during winter in Alberta. *Journal of Wildlife Management* **74**(8): 1806–1814.
- Carr, N.L., A.R. Rodgers & S.C. Walshe. 2007. Caribou nursery site habitat characteristics in two northern Ontario parks. *Rangifer Special Issue* **27**: 167–179.

- Carranza, M.L., E. D'Alessandro, S. Saura & A. Loy. 2012. Connectivity providers for semi-aquatic vertebrates: The case of the endangered otter in Italy. *Landscape Ecology* **27**: 281–290.
- Chetkiewicz, C.L.B., & M.S. Boyce. 2009. Use of resource selection functions to identify conservation corridors. *Journal of Applied Ecology* **46**(5): 1036–1047.
- Choi, C.-Y., H.-B. Peng, P. He, X.-T. Ren, S. Zhang, M.V. Jackson, X. Gan, Y. Chen, Y. Jia, M. Christie, T. Flaherty, K.-S. K. Leung, C. Yu, N.J. Murray, T. Piersma, R.A. Fuller & Z. Ma. 2019. Where to draw the line? Using movement data to inform protected area design and conserve mobile species. *Biological Conservation* **234**: 64–71.
- CMS. 2020. Resolution 12.26: Improving ways of addressing connectivity in the conservation of migratory species. Gandhinagar, India: Conference of the Parties, 13th Meeting UNEP / CMS. URL: <https://www.cms.int/en/document/improving-ways-addressing-connectivity-conservation-migratory-species-1>
- Collinge, S.K., & R.T. Forman. 1998. A conceptual model of land conversion processes: Predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos* **82**(1): 66–84.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2014. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (*Rangifer tarandus*), population de Terre-Neuve, population de la Gaspésie-Atlantique et population boréale, au Canada. Ottawa. 144 p.

- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2016. Espèces sauvages canadiennes en péril - octobre 2016. Québec. 125 p.
- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault & R. Courtois. 2009. Landscape management for woodland caribou: The protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**: 1375–1388.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, S. St-Onge, A. Gingras & C. Dussault. 2002. Préférences d’habitat chez le caribou forestier dans des paysages fragmentés. Société de la Faune et des Parcs du Québec, Université du Québec à Rimouski, Québec, 53 p.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras & C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Écoscience* **14**: 491–498.
- Crooks, K.R., & M. Sanjayan. 2006. Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature. Conservation Biology Book Series, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- DeMars, C.A., & S. Boutin. 2018. Nowhere to hide: Effects of linear features on predator-prey dynamics in a large mammal system. *Journal of Animal Ecology* **87**(1): 274–284.
- Drapeau, P., A. Leduc, B. Jobin, L. Imbeau & M. Desrochers. 2019. Changements d’habitat et de répartition des oiseaux nicheurs d’un atlas à l’autre. Robert, M., M.-H. Hachey, D. Lepage et AR Couturier (édit.). 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, 35-55.

Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois & D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: Fitness rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279**: 4481–4488.

Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S. Wasel & S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* **65**(3): 531–542.

Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada : Mise à jour 2011. Gouvernement du Canada, Ottawa, 116 p. + annexes.

Environnement Canada. 2012. Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa. xii + 152 p.

Environnement et Changement climatique Canada. 2019. Programme de rétablissement modifié du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa. xiii + 157 pp.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487–515.

- Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* **21**: 1003–1015.
- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent & C. Dussault. 2010. Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**: 2840–2850.
- Falcucci, A., P. Ciucci, L. Maiorano, L. Gentile & L. Boitani. 2009. Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence mortality-model. *Journal of Applied Ecology* **46**: 600–609.
- Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S.D. Côté & A. Gunn. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: An uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* **89**: 419–434.
- Fortin, D., R. Courtois, P. Etcheverry, C. Dussault & A. Gingras. 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: Behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *Journal of Applied Ecology* **45**(5): 1392–1400.
- Fortin, D., P.-L. Buono, A. Fortin, N. Courbin, N., C.T. Gingras, P.R. Moorcroft, R. Courtois & C. Dussault. 2013. Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features. *American Naturalist* **181**(6): 827–836.
- Galipeau, P., A. Franke, M. Leblond, & J. Bêty. 2020. Multi-scale selection models predict breeding habitat for two Arctic-breeding raptor species. *Arctic Science* **6**, 24–40.

- Ganivet, E. 2020. Growth in human population and consumption both need to be addressed to reach an ecologically sustainable future. *Environment, Development and Sustainability* **22**(6): 4979–4998.
- Galpern, P., M. Manseau & A. Fall. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation* **144**(1): 44–55.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I.D. Craigie, M. Hockings & N.D. Burgess. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**: 230–238.
- Gilbert-Norton, L., R. Wilson, J.R. Stevens & K.H. Beard. 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* **24**: 660–668.
- Gillies, C.S., M. Hebblewhite, S.E. Nielsen, M.A. Krawchuk, C.L. Aldridge, J.L. Frair, D.J. Saher, C.E. Stevens & C.L. Jerde. 2006. Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* **75**(4): 887–898.
- Graham, M.H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* **84**(11): 2809–2815.
- Grueter, C.C., D. Li, B. Ren & F. Wei. 2009. Choice of analytical method can have dramatic effects on primate home range estimates. *Primates* **50**(1): 81–84.
- Haddad, N.M., L.A. Brudvig, J. Clobert, K.F. Davies, A. Gonzalez, R.D. Holt, T.E. Lovejoy, J.O. Sexton, M.P. Austion, C.D. Collins, W.M. Cook, E.I. Damschen, R.M. Ewers, B.L

- Foster, C.N. Jenkins, A.J. King, W.F. Laurance, D.J. Levey, C.R. Margules, B.A. Melbourne, A.O. Nicholls, J.L. Orrock, D.-X. Song & J.R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* **1**: 1–9.
- Hamel, S., S.D. Côté, K.G. Smith & M. Festa-Bianchet. 2006. Population dynamics and harvest potential of mountain goat herds in Alberta. *Journal of Wildlife Management* **70**: 1044–1053.
- Hansen, M.J., S.E. Franklin, C.G. Woudsma & M. Peterson. 2001. Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM and GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote Sensing of Environment* **77**: 50–65.
- Heller, N.E., & E.S. Zavaleta. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* **142**: 14–32.
- Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* **257**: 636–643.
- Holt, R.D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* **12**: 197–229.
- Imbeau, L., M.-H. St-Laurent, L. Marzell & V. Brodeur. 2015. Current capacity to conduct ecologically sustainable forest management in northeastern Canada reveals challenges for conservation of biodiversity. *Canadian Journal of Forest Research* **45**(5): 567–578.

- Ims, R.A., J. Rolstad & P. Wegge. 1993. Predicting space use responses to habitat fragmentation: Can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse *Tetrao urogallus* in boreal forest? *Biological Conservation* **63**: 261–268.
- James, A.R.C., S. Boutin, D.M. Hebert & A.B. Rippin. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* **68**: 799–809.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**:65–71
- Khosravi, R., M.-R. Hemami & S.A. Cushman. 2018. Multispecies assessment of core areas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Diversity and Distribution* **24**: 193–207.
- Kindlmann, P., & F. Burel. 2008. Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology* **23**: 879–890.
- Koen, E.L., C.J. Garroway, P. J. Wilson & J. Bowman. 2010. The effect of map boundary on estimates of landscape resistance to animal movement. *PLoS ONE* **5**(7): e11785.
- Korpach, A.M., C.J. Garroway, A.M. Mills, V. von Zuben, C.M. Davy & K.C. Fraser. 2022. Urbanization and artificial light at night reduce the functional connectivity of migratory aerial habitat. *Ecography* **2022**(8), e05581.

- Lacerte, R., M. Leblond & M.-H. St-Laurent. 2021. Determinants of vegetation regeneration on forest roads following restoration treatments: implications for boreal caribou conservation. *Restoration Ecology* **29**(7): e13414.
- Lacerte, R., M. Leblond & M.-H. St-Laurent. 2022. End of the road: Short-term responses of a large mammal community to forest road decommissioning. *Journal for Nature Conservation* **69**: 126256.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin & M.-H. St-Laurent. 2017. Many places called home: The adaptive value of seasonal adjustments in range fidelity. *Journal of Animal Ecology* **86**: 624–633.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin, S. Gauthier, Y. Boulanger & M.-H. St-Laurent. 2019. Exposure to historical burn rates shapes the response of boreal caribou to timber harvesting. *Ecosphere* **10**: e02739.
- Laliberté, J. 2016. Détermination des facteurs influençant la dispersion pré-mise bas chez le caribou forestier. Rapport de diplôme d'études supérieures spécialisées (DESS) présenté à l'Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 24 p.
- Laliberté, J., & M.-H. St-Laurent. 2020. Validation of functional connectivity modeling: The Achilles' heel of landscape connectivity mapping. *Landscape and Urban Planning* **202**: 103878.
- Lamontagne, G., H. Jolicoeur & S. Lefort. 2006. Plan de gestion de l'ours noir, 2006-2013. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune. Québec. 487 pages.

- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: An application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* **26**: 1433–1446.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* **289**(1): 32–40.
- Leblond, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Development and validation of an expert-based habitat suitability model to support boreal caribou conservation. *Biological Conservation* **177**: 100–108.
- Leblond, M., C. Dussault, J.-P. Ouellet & M.-H. St-Laurent. 2016a. Caribou avoiding wolves face increased predation by bears – Caught between Scylla and Charybdis. *Journal of Applied Ecology* **53**: 1078–1087.
- Leblond, M., M.-H. St-Laurent & S.D. Côté. 2016b. Caribou, water, and ice – fine-scale movements of a migratory arctic ungulate in the context of climate change. *Movement Ecology* **4**: 14.
- Leblond, M., T. Rudolph, D. Boisjoly, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2022a. Science-informed policy decisions lead to the creation of a protected area for a wide-ranging species at risk. *Conservation Science and Practice* **4**(12): e12833.
- Leblond, M., Y. Boulanger, J.P. Puigdevall, M.-H. St-Laurent. 2022b. There is still time to reconcile forest management with climate-driven declines in habitat suitability for boreal caribou. *Global Ecology and Conservation* **39**: e02294.

- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. *Forest Ecology and Management* **286**: 59–65.
- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* **176**: 297–306.
- Lefort, S., & S. Massé. 2015. Plan de gestion de l'orignal au Québec 2012-2019. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs - Secteur de la faune et des parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction générale du développement de la faune, Québec, 443 p.
- Lesmerises, R., & M.-H. St-Laurent. 2017. Not accounting for interindividual variability can mask habitat selection patterns: A case-study on black bears. *Oecologia* **185**: 415–425.
- Lesmerises, F., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management* **276**: 125–131.
- Lesmerises, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: Conservation lessons for woodland caribou. *Ecology and Evolution* **3**: 2880–2891.
- Lesmerises, R., L. Rebouillat, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2015. Linking GPS telemetry surveys and scat analyses helps explain variability in black bear foraging strategies. *PLoS One* **10**(7): e0129857.

- Lesmerises, F., F. Déry, C.J. Johnson & M.-H. St-Laurent. 2018a. Spatiotemporal response of mountain caribou to the intensity of backcountry skiing. *Biological Conservation* **217**: 149–156.
- Lesmerises, F., C.J. Johnson & M.-H. St-Laurent. 2018b. Landscape knowledge is an important driver of the fission-fusion dynamics of an alpine ungulate. *Animal Behaviour* **140**: 39–47.
- Liedvogel, M.B., B. Chapman, R. Muheim & S. Åkesson. 2013. The behavioural ecology of animal movement: Reflections upon potential synergies. *Animal Migration* **1**: 39–46.
- Li, C., X. Zhao, D. Li, P.A. Garber, Z. Xiang, M. Li & H. Pan. 2020. Impact of cost distance and habitat fragmentation on the daily path length of *Rhinopithecus bieti*. *PeerJ* **8**: e9165.
- Loi sur les espèces en péril, LC 2002, c 29. URL: <https://canlii.ca/t/6ddk4>.
- Loi sur les espèces menacées ou vulnérables. 2005. Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats, RLRQ c E-12.01, r2.
- Losier, C.L., S. Couturier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault, T. Rudolph, V. Brodeur, J.A. Merkle & D. Fortin. 2015. Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology* **52**(2): 496–504.

- Manly, B.F.L., L. McDonald, D.L. Thomas, T.L. McDonald & W.P. Erickson. 2007. Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies. Springer Science & Business Media, 222 p.
- Marrec, R., H.E.A. Moniem, M. Iravani, B. Hricko, J. Kariyeva & H.H. Wagner. 2020. Conceptual framework and uncertainty analysis for large-scale, species-agnostic modelling of landscape connectivity across Alberta, Canada. *Scientific Reports* **10**: 6798.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt & V.B. Shah. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* **89**: 2712–2724.
- Merrick, M.J., & J.L. Koprowski. 2017. Circuit theory to estimate natal dispersal routes and functional landscape connectivity for an endangered small mammal. *Landscape Ecology* **32**: 1163–1179.
- Metzger, J.P., & H. Deschamps. 1997. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* **18**: 1–12.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2015. Bilan de l'exploitation du loup gris (2014-2015). Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 2 p.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2021. Revue de littérature sur les facteurs impliqués dans le déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 281 p.

- Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). 2013. Rapport du Comité scientifique chargé d'examiner la limite nordique des forêts attribuables. Ministère des Ressources naturelles, Secteur des forêts, Québec, 148 p. + 6 annexes.
- Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *The American Midland Naturalist* **37**(1): 223–249.
- Moilanen, A. 2011. On the limitation of the graph-theoretic connectivity in spatial ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1543–1547.
- Morineau, C. 2023. Quantification de l'importance du climat dans la rétraction vers le nord de l'aire de distribution du caribou forestier au Québec depuis 1850. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 94 p.
- Mortelliti, A., G. Amori & L. Boitani. 2010. The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia* **163**: 535–547.
- Mumma, M.A., M.P. Gillingham, C.J. Johnson & K.L. Parker. 2017. Understanding predation risk and individual variation in risk avoidance for threatened boreal caribou. *Ecology and Evolution* **7**(7): 10266–10277.
- Mumma, M.A., M.P. Gillingham, K.L. Parker, C.J. Johnson & M. Watters. 2018. Predation risk for boreal woodland caribou in human modified landscapes: Evidence of wolf spatial responses independent of apparent competition. *Biological Conservation* **228**: 215–223.

- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall & M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* **130**: 70–83.
- Pelletier, F., G. Turgeon, A. Bourret, D. Garant & M.-H. St-Laurent. 2019. Genetic structure and effective size of an endangered population of woodland caribou. *Conservation Genetics* **20**(2): 203–213.
- Peters, W., M. Hebblewhite, N. DeCesare, F. Cagnacci & M. Musiani. 2013. Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscapes. *Ecography* **36**: 487–498.
- Plante, S., C. Dussault, J.H. Richard & S.D. Côté. 2018. Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou. *Biological Conservation* **224**: 129–143.
- Polfus, J.L., M. Hebblewhite & K. Heinemeyer. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* **144**: 2637–2646.
- Potvin, F., L. Breton & A. Gingras. 1997. Déplacements et survie hivernale des biches d'Anticosti de 1986 à 1990 : une étude télémétrique. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, Rapport #3643-97-08.
- Raymond-Bourret, E. 2017. Détermination des impacts respectifs de la perte et de la fragmentation de la forêt mature sur l'écologie spatiale des grands mammifères. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 109 p.

- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Resasco, J. 2019. Meta-analysis on a decade of testing corridor efficacy: What new have we learned? *Current Landscape Ecology Reports* **4**(3): 61–69.
- Roberts, A., M. Leung, L. Turney & N. MacLean. 2003. Home range and habitat selection of female caribou in the Telkwa Mountain Range, British Columbia. Ministry of Water, Land and Air Protection, Smithers, 58 p.
- Robitaille A., & J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Québec, 214 p.
- Rudolph, T. 2019. Analyse de la connectivité fonctionnelle de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec. Groupe de mise en œuvre sur les aires protégées de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.
- Rudolph, T.D., P. Drapeau, L. Imbeau, V. Brodeur, S. Légaré & M.-H. St-Laurent. 2017. Demographic responses of boreal caribou to cumulative disturbances highlight elasticity of range-specific tolerance thresholds. *Biodiversity and Conservation* **26**: 1179–1198.
- Saura, S., & J. Torne. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* **24**: 135–139.

- Schaefer, J. 2003. Long term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* **17**: 1435–1439.
- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies & T. Tscharntke. 2002. Scale-dependent effects of landscape context of three pollinator guilds. *Ecology* **83**: 1421–1432.
- St-Laurent, M.-H., Y. Boulanger, D. Cyr, F. Manka, P. Drapeau & S. Gauthier. 2022. Lowering the rate of timber harvesting to mitigate impacts of climate change on boreal caribou habitat quality in eastern Canada. *Science of the Total Environment* **838**: 156244.
- St-Pierre, F., P. Drapeau & M.-H. St-Laurent. 2021. Drivers of vegetation regrowth on logging roads in the boreal forest: Implications for restoration of woodland caribou habitat. *Forest Ecology and Management* **482**: 118846.
- St-Pierre, F., P. Drapeau & M.-H. St-Laurent. 2022. Stairway to heaven or highway to hell? How characteristics of forest roads shape their use by large mammals in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* **510**: 120108.
- Stone, I., J.-P. Ouellet, L. Sirois, M.-J. Arseneau & M.-H. St-Laurent. 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management* **255**: 2733–2742.
- Taylor P.D., L. Farhig, K. Henein & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**: 571–573.

- Taylor, P.D., L. Fahrig & K. With. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. Pp. 29-43 *Dans: Connectivity Conservation*. Crooks, K.R., & M. Sanjayan (Éditeurs), Cambridge University Press, Cambridge.
- Thompson, C.M., & E.M. Gese. 2007. Food webs and intraguild predation: Community interactions of a native mesocarnivore. *Ecology* **88**(2): 334–346.
- Tischendorf, L., & L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**: 7–19.
- Uezu, A., J.P. Metzger & J.M. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* **123**: 507–519.
- Urban, D.L., E.S. Minor, E.A. Treml & R.S. Schick. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* **12**(3): 260–273.
- Viejou, R., T. Avgar, G.S. Brown, B.R. Patterson, D.E.B. Reid, A.R. Rodgers, J. Shuter, I.D. Thompson & J.M. Fryxell. 2018. Woodland caribou habitat selection patterns in relation to predation risk and forage abundance depend on reproductive state. *Ecology and Evolution* **8**: 5863–5872.
- Vors, L.S., & M.S. Boyce. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* **15**: 2626–2633.

- Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers & B.R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* **71**: 1249–1256.
- Watts, K., & P. Handley. 2010. Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators* **10**: 552–557.
- Whittington, J., M. Hebblewhite, N.J. Decesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmshurst & M. Musiani. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: A time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1535–1542.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce mémoire de maîtrise visait dans un premier temps à caractériser la sélection d'habitat, cartographier la probabilité d'occurrence et la résistance de l'aire d'étude et identifier les noyaux de bons habitats à connecter, pour ultimement pouvoir cartographier et caractériser la connectivité fonctionnelle de l'habitat du caribou forestier dans l'ensemble de son aire de répartition continue au Québec. Cette analyse était une addition essentielle aux efforts de conservation visant à renverser le déclin de cette espèce en danger au Canada, déclin principalement causé par la prédation exacerbée par les perturbations anthropiques qui diminuent la proportion de forêts matures et âgées recherchées par le caribou (L.C. 2002, c. 29 ; L.R.Q., c. E-12.01 ; Festa-Bianchet *et al.* 2011 ; Dussault *et al.* 2012 ; Leclerc *et al.* 2014 ; Losier *et al.* 2015 ; Lafontaine *et al.* 2017). L'identification de corridors de connectivité fonctionnelle à l'échelle de la province du Québec pourrait orienter les futurs aménagements forestiers de manière à maintenir des habitats de qualité interconnectés et en quantité suffisante au bénéfice du caribou tout en tentant de concilier les impératifs socioéconomiques aux engagements légaux et éthiques de protection de la biodiversité.

RAPPEL DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

En décrivant les patrons de sélection d'habitat du caribou le long d'un vaste gradient longitudinal et à l'aide d'une base de données télémétriques considérable, mes résultats montrent que la sélection des différentes catégories d'habitat par le caribou s'accroît pour

presque tous les habitats de l'ouest vers l'est, permettant de régionaliser notre compréhension du comportement du caribou en forêt aménagée et de mettre en évidence des différences comportementales potentiellement liées aux régimes de perturbations naturelles historiques (Lafontaine *et al.* 2019). De plus, cette analyse m'a permis de reconfirmer des connaissances préalablement obtenues par d'autres études, à savoir que le caribou évite les chemins forestiers et ce, peu importe dans quelle catégorie d'habitat il se trouve. En effet, la sélection des différentes composantes d'habitat augmentait en s'éloignant des chemins forestiers, un constat déjà réalisé tant chez le caribou forestier (Dyer *et al.* 2001 ; Leblond *et al.* 2013) que chez le caribou montagnard (Gaudry 2013) et chez l'écotype migrateur (Plante *et al.* 2018). De plus, les coupes forestières, peu importe le temps écoulé depuis la récolte, étaient toujours évitées mais à différentes intensités.

La carte de noyaux à connecter a permis d'illustrer l'étendue des perturbations anthropiques passées dans l'aire de répartition du caribou, majoritairement liées à l'aménagement forestier, à son réseau de chemins forestiers, de même qu'aux infrastructures urbaines et péri-urbaines. En effet, seulement 19% des noyaux se trouvaient sous la limite nordique des forêts attribuables, rejoignant les conclusions d'autres études quant à l'érosion de la représentation des forêts matures au sud de la boréale québécoise (Imbeau *et al.* 2015 ; Rudolph 2019 ; Cadieux *et al.* 2020 ; Leblond *et al.* 2022a).

En utilisant les résultats de mon analyse de sélection d'habitat, j'ai pu générer une carte panquébécoise de probabilité relative d'occurrence, traduisant graphiquement les variations de qualité relative de l'habitat du caribou sur l'ensemble du Québec boréal. La

délimitation de noyaux d'habitat de qualité dans chacune des aires de répartition des populations de caribous a permis de générer, de concert avec une matrice de résistance illustrant l'ensemble des contraintes aux mouvements du caribou, une première carte de connectivité fonctionnelle issue de la théorie des circuits électriques pour la province. Mon analyse montre que les corridors de connectivité fonctionnelle les plus favorables aux déplacements du caribou (c.-à-d. offrant les densités de courant les plus élevées) ne sont disponibles qu'en très petit nombre et se situent majoritairement dans l'est de la province ainsi qu'au-dessus de la limite nordique des forêts attribuables, appuyant les conclusions obtenues par Rudolph (2019) pour une analyse similaire basée sur la théorie des graphes. Plus précisément, les meilleurs corridors se retrouvent au sud-est de l'aire de répartition de la population de Caniapiscau, au nord de celle de Manicouagan, au sud de celle du Lac Joseph et à l'ouest de l'aire de répartition de la population de Basse-Côte-Nord.

CONTRIBUTIONS DE L'ÉTUDE

Contributions théoriques

L'identification des corridors de connectivité fonctionnelle pour une espèce a pour but d'aider à favoriser les déplacements entre des parcelles d'habitats favorables distribués au sein d'une matrice d'habitats défavorables (Taylor *et al.* 1993). Cette étude a atteint son objectif de cartographier efficacement les corridors de connectivité pour les différentes populations de caribous forestiers au Québec, mais l'approche utilisée pourrait être reproduite pour une multitude d'autres espèces animales. La méthode que nous avons utilisée

pour sélectionner nos noyaux de bons habitats à connecter entre eux se démarque d'autres études portant sur la connectivité fonctionnelle (p. ex. Roever 2013 ; Rudolph 2019 ; Laliberté & St-Laurent 2020). En effet, la plupart des études qui utilisent les circuits électriques pour créer des corridors de connectivité identifient leurs noyaux à connecter sur l'ensemble de l'aire d'étude (Grafius 2017 ; Laliberté & St-Laurent 2020), ce qui peut mener à une distribution parfois très asymétrique entre les différents secteurs à l'étude lorsque le territoire couvert est aussi grand qu'une province. Pour pallier ce problème, nous avons sélectionné les cellules d'habitat offrant de fortes probabilités d'occurrence à l'échelle de chacune des dix aires de répartition des populations et ce, afin d'identifier les corridors de connectivité au sein de l'aire de répartition d'une population locale, mais également pour s'assurer de connecter toutes les populations entre elles et ainsi viser à maintenir (et ultimement étoffer) la structure de métapopulation.

Le contrecoup de cette approche réside toutefois dans le fait qu'à l'échelle de l'ensemble de notre aire d'étude, les noyaux n'ont pas tous la même qualité relative (c.-à-d. la même probabilité d'occurrence), bien qu'il s'agisse des meilleurs habitats disponibles pour chaque population. Cette approche a donc permis d'identifier des noyaux sur l'ensemble de l'aire de répartition continue de l'espèce au Québec, même dans les secteurs les plus intensément perturbés, et non seulement dans le nord-est de la forêt boréale commerciale. La connectivité au sein d'une métapopulation est essentielle pour maintenir l'échange de gènes entre les sous-populations et maintenir une structure de métapopulation résiliente pour éviter une extinction (Almeida-Rocha 2020). Par exemple, l'étude de connectivité de Roever *et al.* (2013) qui portait sur plusieurs sous-populations d'éléphants africains (*Loxodonta africana*)

aurait pu bénéficier de l'approche que nous avons utilisée afin d'assurer une meilleure répartition des noyaux dans chaque aire de répartition des sous-populations et ainsi d'avoir une idée plus réaliste de la connectivité fonctionnelle globale de la métapopulation de l'aire d'étude.

Contributions appliquées

Les activités anthropiques jouent un rôle majeur dans le déclin du caribou forestier (Festa-Bianchet *et al.* 2011 ; Dussault *et al.* 2012 ; Leclerc *et al.* 2014 ; Losier *et al.* 2015 ; Rudolph *et al.* 2017). Les cartes présentées dans ce mémoire ont le potentiel de contribuer de manière importante à la conservation de l'habitat du caribou forestier au Québec et au rétablissement des différentes populations. En effet, tant la représentation des gradients de probabilité relative d'occurrence (comme indice de la qualité relative de l'habitat) que la carte de connectivité fonctionnelle pourraient faciliter la prise de décision quant à la protection des parcelles d'habitat favorables existantes, aux aménagements forestiers pouvant être autorisés, ainsi qu'aux efforts de restauration d'habitats favorables à l'espèce en forêt aménagée.

Tout d'abord, la carte de probabilité relative d'occurrence permet d'identifier des zones à exclure des secteurs sous aménagement forestier en raison de leur grande qualité (p. ex. noyaux à connecter) pour ultimement les convertir en de nouvelles aires protégées (Leblond *et al.* 2022). Récemment, la COP15 s'est dotée d'une cible de création d'aires protégées sur 30% de la superficie des différentes juridictions, tant terrestres que marines, (Gouvernement du Canada 2023). Notre carte de probabilité pourra donc guider les décisions

futures quant à l'emplacement et à la contribution de nouvelles aires protégées au bénéfice du caribou, mais également d'autres espèces fauniques et floristiques associées aux vieilles forêts (voir Bichet *et al.* 2016). D'autres zones présentant un potentiel intéressant pourraient, suivant les trajectoires de restauration passive (c.-à-d. la croissance des arbres dans les coupes et sur les chemins se refermant naturellement; voir St-Pierre *et al.* 2021, 2022) et différents niveaux d'efforts investis en restauration active d'habitats (Lacerte *et al.* 2021, 2022), consolider des noyaux ou des corridors de connectivité déjà existants, principalement sur l'imposant réseau de chemins forestiers, afin que ces habitats redeviennent favorables pour le caribou.

De son côté, la carte de connectivité permet une meilleure représentation des interrelations existantes entre les différentes populations locales de caribous au Québec. Elle permet de mesurer l'ampleur des conséquences de décennies d'aménagement forestier sur l'altération, la perte et la fragmentation de l'habitat du caribou (essentiellement de la forêt résineuse mature; Leblond *et al.* 2014, 2022 ; Imbeau *et al.* 2015 ; Cadieux *et al.* 2020 ; St-Laurent *et al.* 2022), et de quantifier le défi que représentera la restauration de corridors de connectivité entre les différentes populations. Plus spécifiquement, elle permet d'identifier les catégories d'habitat les mieux représentées dans les corridors de meilleure qualité (c.-à-d. les peuplements résineux matures et les dénudés secs) et les perturbations contribuant le plus à contraindre les déplacements du caribou (p. ex. coupes forestières, chemins forestiers). Finalement, notre étude a clairement montré que la configuration des habitats est importante, s'insérant dans un corpus d'études portant sur la fragmentation de l'habitat du caribou (p. ex. Hins *et al.* 2009 ; Raymond-Bourret 2017 ; Prima *et al.* 2019) et suggérant qu'il est possible

de restaurer les habitats situés en périphérie d'un corridor ou d'un noyau déjà existant afin d'augmenter sa taille et d'étoffer les corridors de connectivité fonctionnelle entre des sous-populations.

En plus de faciliter l'identification des secteurs où les efforts de restauration doivent être prioritaires pour rétablir la connexion entre chaque noyau, les diverses cartes de ce mémoire permettent de réitérer l'importance de la limite nordique des forêts attribuables comme mesure de protection efficace d'une frange des forêts naturellement dynamisées face à l'empreinte croissante des perturbations anthropiques liées à l'aménagement forestier au Québec.

LIMITES DE L'ÉTUDE

La connectivité fonctionnelle peut être modélisée grâce à plusieurs méthodes (Albert *et al.* 2017 ; Merrick & Koprowski 2017 ; Khosravi *et al.* 2018), mais nous avons choisi celle qui prend appui sur la théorie des circuits électriques. Les circuits électriques sont adaptés à des analyses à grande échelle et à des calculs à haute résolution (McRae *et al.* 2008). Cette méthode implique que l'individu n'est conscient que du pixel dans lequel il se trouve et non de la matrice paysagère en entier. Les individus peuvent donc prendre des décisions différentes à chaque pixel menant à la création d'un grand nombre de corridors (Bond *et al.* 2017). Considérant, entre autres, la fidélité au site de cette espèce (Faille *et al.* 2010 ; Lafontaine *et al.* 2017), il serait probable que des habitats anciennement favorables soient encore traversés malgré les récentes perturbations. Cependant, notre validation croisée

permet de confirmer la robustesse de la carte de connectivité présentée et de considérer l'impact de cette limite comme minime.

La carte de connectivité résultant de l'analyse réalisée est légèrement biaisée près des contours, un phénomène connu appelé « vignettage », qui survient en raison de l'absence de noyaux à connecter en-dehors des limites de représentation de la carte (Koen *et al.* 2010 ; Amos *et al.* 2012). Par conséquent, les corridors de connectivité présentent une densité de courant plus faible en périphérie de l'aire étudiée, ce qui est normal le long des côtes du Québec, mais aussi visible le long des frontières géopolitiques ou artificielles (p. ex. frontière du Labrador, limites nord-ouest et sud de l'aire cartographiée). Cependant, ces corridors sont potentiellement d'aussi bonne qualité que ceux du centre de la carte et la forte intensité de courant qu'on y trouve pourrait être validée en agrandissant l'aire d'étude pour inclure des noyaux et une matrice de résistance couvrant les provinces avoisinantes. Malgré ces biais, la validation croisée de notre modèle de connectivité fonctionnelle confirme encore une fois que la carte finale illustrant la variation dans la densité de courant, donc dans le potentiel de connectivité, s'avère valable et robuste.

PERSPECTIVES FUTURES

Les changements climatiques vont affecter la composition et la configuration des habitats dans un futur proche (Stralberg *et al.* 2020 ; Boulanger *et al.* 2022), et inévitablement ceux favorables au caribou forestier (St-Laurent *et al.* 2022 ; Leblond *et al.* 2022). Dans une éventuelle suite à ce projet, il serait intéressant de quantifier l'influence des changements climatiques sur la connectivité fonctionnelle de l'habitat du caribou en modélisant l'effet des

changements de régimes de perturbations naturelles, mais aussi de croissance et de composition forestière, sur les paysages rencontrés dans l'aire de répartition continue de l'espèce. Une telle étude pourrait s'avérer fort utile en contrastant l'effet de différents scénarios d'aménagement forestier et de restauration de l'habitat du caribou sur le maintien des niveaux actuels de connectivité fonctionnelle, ainsi que sur leur variation au gré des conditions modélisées. Un tel outil permettrait de supporter la prise de décision afin d'optimiser la probabilité de succès des opérations de protection et de restauration de conditions d'habitats favorables au caribou dans la province.

CONCLUSION

La restauration des habitats, et en particulier de leur connectivité fonctionnelle, pourrait bénéficier grandement au caribou forestier, mais aussi à plusieurs autres espèces animales qui sont étroitement associées aux forêts matures résineuses et autres habitats peu perturbés (p. ex. dénudés secs, tourbières). Notre étude s'est concentrée sur le caribou, mais la méthode développée pourrait être utilisée pour d'autres espèces affectées par les effets négatifs des activités anthropiques qui induisent la perte et de la fragmentation des forêts matures et âgées afin d'améliorer leurs capacités de déplacement entre les parcelles résiduelles d'habitats favorables. Non seulement la méthode peut être reproduite, mais une étude qui s'inspirerait de la nôtre aurait la possibilité d'actualiser régulièrement nos cartes avec l'entrée de nouvelles informations cartographiques au gré des mises à jour des inventaires écoforestiers réalisés au Québec. De plus, notre approche pourrait être utilisée

pour évaluer l'effet de différents scénarios d'aménagement ou de restauration de l'habitat du caribou de manière prévisionnelle.

Enfin, notre étude peut contribuer à nourrir les réflexions sur l'équilibre fragile qui encadre nos pratiques d'aménagement du territoire, notamment quant à notre conception de la conciliation entre la conservation des forêts matures et âgées et leur aménagement via la récolte ligneuse et les autres activités socioéconomiques qui en découlent.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Albert, C.H., B. Rayfield, M. Dumitru & A. Gonzalez. 2017. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology* **31**: 1383–1393.
- Alexander, S.M., N.M. Waters & P.C. Paquet. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *Canadian Geographer* **49**: 321–331.
- Almeida-Rocha, J.M., L.A. Soares, E.R. Andrade, F.A. Gaiotto & E. Cazetta. 2020. The impact of anthropogenic disturbances on the genetic diversity of terrestrial species: A global meta-analysis. *Molecular Ecology* **29**(24): 4812–4822.
- Amos, J.N., A.F. Bennett, R. MacNally, G. Newell, A. Pavlova, J.Q. Radford, J. Thomson, M. White & P. Sunnucks. 2012. Predicting landscape-genetic consequences of habitat loss, fragmentation and mobility for multiple species of woodland birds. *PLoS One* **7**(2): e30888.
- Andrello, M., M.N. Jacobi, S. Manel, W. Thuiller & D. Mouillot. 2014. Extending networks of protected areas to optimize connectivity and population growth rate. *Ecography* **35**: 1–10.
- Armstrong, D.P., R.L. Boulton, N. McArthur, S. Govella, N. Gorman, R. Pike & Y. Richard. 2022. Using experimental reintroductions to resolve the roles of habitat quality and

metapopulation dynamics on patch occupancy in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **36**(3): e13843.

Baguette, M., & H. van Dyck. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: Functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* **22**: 1117–1129.

Baillie, J.E.M., C. Hilton-Taylor & S.N. Stuart. 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment, IUCN, Cambridge, 191 p.

Banks, S.C., M.P. Piggott, A.J. Stow & A.C Taylor. 2007. Sex and sociality in a disconnected world: A review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactions. *Canadian Journal of Zoology* **85**: 1065–1079.

Bardonnet, C. 2015. Une analyse de la connectivité fonctionnelle du paysage : Étude des déplacements et des flux de gènes chez un mustélide forestier, la martre des pins (*Martes martes*). Thèse de doctorat, Université de Reims Champagne-Ardenne, École doctorale sciences technologie santé, Reims, 547 p.

Batary, P., & A. Baldi. 2004. Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* **18**: 389–400.

Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger & M.-H. St-Laurent. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. *PLoS ONE* **8**(11): e77514.

Beier, P., & R.F. Noss. 1998. Do corridors provide connectivity? *Conservation Biology* **12**: 1241–1252.

- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* **86**: 1988–1995.
- Bennett, V.J. 2017. Effects of road density and pattern on the conservation of species and biodiversity. *Current Landscape Ecology Reports* **2**: 1–11.
- Bennett, G., & K.J. Mulongoy. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. *Dans*: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series.
- Bichet, O., A. Dupuch, C. Hébert, H. Le Borgne, & D. Fortin. 2016. Maintaining animal assemblages through single-species management: the case of threatened caribou in boreal forest. *Ecological Applications*, **26**(2), 612-623.
- Bond, M.L., C.M. Bradley, C. Kiffner, T.A. Morrison & D.R. Lee. 2017. A multi-method approach to delineate and validate migratory corridors. *Landscape Ecology* **32**: 1705–1721.
- Bonelli, S., C. Cerrato, N. Loglisci & E. Balletto. 2011. Population extinctions in the Italian diurnal Lepidoptera: An analysis of possible causes. *Journal of Insect Conservation* **15**: 879–890.
- Bouget, C., M. Gosselin, F. Gosselin & L. Berges. 2009. Conséquences de l'augmentation des prélèvements de biomasse ligneuse pour la biodiversité forestière. Ch. 7. Pp. 73-87 *Dans* Landmann, G., F. Gosselin & I. Bonhême (Éditeurs). Bio2 - Biomasse et Biodiversité Forestière - Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière: Implications pour la biodiversité et les ressources naturelles., GIP Ecofor.

- Boulanger, Y., J. Pascual, M. Bouchard, L. D'Orangeville, C. Périé & M. P. Girardin. 2022. Multi-model projections of tree species performance in Quebec, Canada under future climate change. *Global Change Biology* **28(5)** : 1884-1902.
- Brashares, J.S. 2003. Ecological, behavioral, and life-history correlates of mammal extinctions in West Africa. *Conservation Biology* **17**: 733–743.
- Brodeur, V., J.-P. Ouellet, R. Courtois & D. Fortin. 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* **86**: 1307–1316.
- Bunn, A.G., D.L. Urban & T.H. Keitt. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* **59**: 265–278.
- Cadieux, P., P. Drapeau, A. Leduc & L. Imbeau. 2020. Effets des pratiques d'aménagement de la forêt boréale du Québec sur ses populations d'oiseaux. Rapport scientifique présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec. Centre d'étude de la forêt (Québec). 105 p. + Annexes.
- Caitano, B., T.P. Chaves, P. Dodonov & J.H.C. Delabie. 2020. Edge effects on insects depend on life history traits: A global meta-analysis. *Journal of Insect Conservation* **24(2)**: 233–240.
- Carranza, M.L., E. D'Alessandro, S. Saura & A. Loy. 2012. Connectivity providers for semi-aquatic vertebrates: The case of the endangered otter in Italy. *Landscape Ecology* **27**: 281–290.
- Choi, C.-Y., H.-B. Peng, P. He, X.-T. Ren, S. Zhang, M.V. Jackson, X. Gan, Y. Chen, Y. Jia, M. Christie, T. Flaherty, K.-S. K. Leung, C. Yu, N.J. Murray, T. Piersma, R.A. Fuller

- & Z. Ma. 2019. Where to draw the line? Using movement data to inform protected area design and conserve mobile species. *Biological Conservation* **234**: 64–71.
- Clevenger, A.P., & J. Wierzchowski. 2006. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. *Conservation Biology* **14**: 502–528.
- CMS. 2020. Resolution 12.26: Improving ways of addressing connectivity in the conservation of migratory species. Gandhinagar, India: Conference of the Parties, 13th Meeting UNEP / CMS. URL: <https://www.cms.int/en/document/improving-ways-addressing-connectivity-conservation-migratory-species-1>
- Collinge, S.K., & R.T. Forman. 1998. A conceptual model of land conversion processes: Predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos* **82**(1): 66–84.
- Collinge, S.K., & T.M. Palmer. 2002. The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. *Landscape Ecology* **17**: 647–656.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2002. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada - Mise à jour. Ottawa, Ontario. 112 p.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2014. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (*Rangifer tarandus*), population de Terre-Neuve, population de la Gaspésie-Atlantique et population boréale, au Canada. Ottawa. 144 p.

- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2016. Espèces sauvages canadiennes en péril - octobre 2016. Québec. 125 p.
- Coulombe, G., J. Huot, J. Arsenault, É. Bauce, J.-T. Bernard, A. Bouchard, M.-A. Liboiron & G. Szaraz. 2004. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Bibliothèque nationale du Québec, Québec, 307 p.
- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault & R. Courtois. 2009. Landscape management for woodland caribou: The protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**: 1375–1388.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton & J. Maltais. 2003. Historical changes and current distribution of caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec. *Canadian Field-Naturalist* **117**: 399–414.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras & C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Écoscience* **14**: 491–498.
- Crooks, K.R., & M. Sanjayan. 2006. Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature. Conservation Biology Book Series, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- DeGregorio, B.A., P.J. Weatherhead & J.H. Sperry. 2014. Power lines, roads, and avian nest survival: effects on predator identity and predation intensity. *Ecology and Evolution* **4**(9): 1589–1600.

- DeMars, C.A., & S. Boutin. 2018. Nowhere to hide: Effects of linear features on predator-prey dynamics in a large mammal system. *Journal of Animal Ecology* **87**(1): 274–284.
- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau & M. Saint-Germain. 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle* **85**(2), 227-234.
- Drushka, K. 2003. Canada's forest: A history. McGill-Queen's University press, Montréal, Qc, 105 p.
- Dunning, J.B., B.J. Danielson & H.R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* **65**: 169–175.
- Dupras, J., J. Marull, L. Parcerisas, F. Coll, A. Gonzalez, M. Girard & E. Tello. 2016. The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal metropolitan region. *Environmental Science & Policy* **58**: 61–73.
- Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois & D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: Fitness rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279**: 4481–4488.
- Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S. Wasel & S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* **65**(3): 531–542.
- Environnement Canada. 2014. Données sur la durabilité de la récolte de bois d'œuvre, [En ligne], page consultée le 6 janvier 2020, URL: <https://www.ec.gc.ca/indicateursindicators/default.asp?lang=Fr&n=6647C128-1>.

Environnement et Changement climatique Canada. 2019. Programme de rétablissement modifié du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa. xiii + 157 pp.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec – 2013-2023. Rapport produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec, 110 p.

Ewers, R.M., & R.K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Review* **81**: 117–142.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487–515.

Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* **21**: 1003–1015.

Fahrig, L., & G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* **8**: 50–59.

Fahrig, L., & W.K. Nuttle. 2005. Population ecology in spatially heterogeneous environments. pp. 95-118 *Dans* Lovett, G.M., Jones, C.G., Turner, M.G., & K.C. Weathers (Éditeurs). *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer-Verlag, New York.

- Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St-Laurent & C. Dussault. 2010. Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**: 2840–2850.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical interpatch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* **100**: 125–136.
- Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S.D. Côté & A. Gunn. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: An uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* **89**: 419–434.
- Fletcher, R.J. 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* **74**: 342–352.
- Frenette, J., F. Pelletier & M.-H. St-Laurent. 2020. Linking habitat, predators and alternative prey to explain recruitment variations of an endangered caribou population. *Global Ecology and Conservation* **22**: e00920.
- Ganivet, E. 2020. Growth in human population and consumption both need to be addressed to reach an ecologically sustainable future. *Environment, Development and Sustainability* **22**(6): 4979–4998.
- Gaudry, W. 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d’habitat du caribou, de l’ours noir et du coyote en Gaspésie. *Université du Québec à Rimouski*.

- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau & Y. Bergeron. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presse de l'Université du Québec. 600 p.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I.D. Craigie, M. Hockings & N.D. Burgess. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**: 230–238.
- Gilbert-Norton, L., R. Wilson, J.R. Stevens & K.H. Beard. 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* **24**: 660–668.
- Gouvernement du Canada. 2023. Conférence de l'ONU sur la biodiversité : COP15 à Montréal. URL : <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/faune-flore-especes/biodiversite/cop15.html>
- Grafius, D. R., R. Corstanje, G. M. Siriwardena, K. E. Plummer & J. A. Harris. 2017. A bird's eye view: using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds. *Landscape Ecology* **32**: 1771-1787.
- Grondin, P., S. Gauthier, V. Poirier, P. Tardif, Y. Boucher & Y. Bergeron. 2018. Have some landscapes in the eastern Canadian boreal forest moved beyond their natural range of variability? *Forest Ecosystems* **5**(1): 1–17.
- Haddad, N.M., L.A. Brudvig, J. Clobert, K.F. Davies, A. Gonzalez, R.D. Holt, T.E. Lovejoy, J.O. Sexton, M.P. Austion, C.D. Collins, W.M. Cook, E.I. Damschen, R.M. Ewers, B.L. Foster, C.N. Jenkins, A.J. King, W.F. Laurance, D.J. Levey, C.R. Margules, B.A. Melbourne, A.O. Nicholls, J.L. Orrock, D.-X. Song & J.R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* **1**: 1–9.

- Haddad, N.N. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* **9**: 612–622.
- Hadley, A.S., & M.G. Betts. 2016. Refocusing habitat fragmentation research using lessons from the last decade. *Current Landscape Ecology Reports* **1**: 1–12.
- Hall, L.S., P.R. Krausman & M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* **25**: 173–182.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, New York.
- Hebblewhite, M., J. Whittington, M. Bradley, G. Skinner, A. Dibb & C.A. White. 2007. Conditions for caribou persistence in the wolf-elk-caribou systems of the Canadian Rockies. *Rangifer Special Issue* **17**: 79–91.
- Heller, N.E., & E.S. Zavaleta. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* **142**: 14–32.
- Henle, K., K.P. Davies, M. Kleyer, C. Margules & J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* **13**: 207–251.
- Hess, G.R., & R.A. Fischer. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* **55**: 195–208.
- Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* **257**: 636–643.

- Holt, R.D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* **12**: 197–229.
- Holt, R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *American Naturalist* **124**: 377–406.
- Imbeau, L., M.-H. St-Laurent, L. Marzell & V. Brodeur. 2015. Current capacity to conduct ecologically sustainable forest management in northeastern Canada reveals challenges for conservation of biodiversity. *Canadian Journal of Forest Research* **45**(5): 567–578.
- Imong, I., M. Robbins, R. Mundry, R. Bergl & H. Köhl. 2014. Informing conservation management about structural versus functional connectivity: A case-study of Cross River gorillas. *American Journal of Primatology* **76**: 978–988.
- Ims, R.A., J. Rolstad & P. Wegge. 1993. Predicting space use responses to habitat fragmentation: Can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse *Tetrao urogallus* in boreal forest? *Biological Conservation* **63**: 261–268.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E.S. Brondizio, J. Settele, S. Diaz, and H.T. Ngo (Ed). IPBES Secretariat, Bonn, Germany. 1148 p.
- James, A.R.C., S. Boutin, D.M. Hebert & A.B. Rippin. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* **68**: 799–809.

- Khosravi, R., M.-R. Hemami & S.A. Cushman. 2018. Multispecies assessment of core areas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Diversity and Distribution* **24**: 193–207.
- Koen, E.L., C.J. Garroway, P. J. Wilson & J. Bowman. 2010. The effect of map boundary on estimates of landscape resistance to animal movement. *PLoS ONE* **5**(7): e11785.
- Kuipers, K.J., J.P. Hilbers, J. Garcia-Ulloa, B.J. Graae, R. May, F. Verones, M.A.J. Huijbregts & A.M. Schipper. 2021. Habitat fragmentation amplifies threats from habitat loss to mammal diversity across the world's terrestrial ecoregions. *One Earth* **4**(10): 1505–1513.
- Lacerte, R., M. Leblond & M.-H. St-Laurent. 2021. Determinants of vegetation regeneration on forest roads following restoration treatments: implications for boreal caribou conservation. *Restoration Ecology* **29**(7): e13414.
- Lacerte, R., M. Leblond & M.-H. St-Laurent. 2022. End of the road: Short-term responses of a large mammal community to forest road decommissioning. *Journal for Nature Conservation* **69**: 126256.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin & M.-H. St-Laurent. 2017. Many places called home: The adaptive value of seasonal adjustments in range fidelity. *Journal of Animal Ecology* **86**: 624–633.
- Lafontaine, A., P. Drapeau, D. Fortin, S. Gauthier, Y. Boulanger & M.-H. St-Laurent. 2019. Exposure to historical burn rates shapes the response of boreal caribou to timber harvesting. *Ecosphere* **10**: e02739.

- Laliberté, J., & M.-H. St-Laurent. 2020. Validation of functional connectivity modeling: The Achilles' heel of landscape connectivity mapping. *Landscape and Urban Planning* **202**: 103878.
- Layton-Matthews, K., A. Ozgul & M. Griesser. 2018. The interacting effects of forestry and climate change on the demography of a group-living bird population. *Oecologia* **186**: 907–918.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: An application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* **26**: 1433–1446.
- Leblond, M., C. Dussault & J.-P. Ouellet. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* **289**(1): 32–40.
- Leblond, M., T. Rudolph, D. Boisjoly, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2022. Science-informed policy decisions lead to the creation of a protected area for a wide-ranging species at risk. *Conservation Science and Practice* **4**(12): e12833.
- Leclerc, M., C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* **176**: 297–306.
- Lesmerises, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault & M.-H. St-Laurent. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: Conservation lessons for woodland caribou. *Ecology and Evolution* **3**: 2880–2891.

- Levins, R. 1970. Extinction. *Lectures on Mathematics in the Life Sciences* **2**: 75–107.
- Lewis, K.P., S.E. Gullage, D.A. Fifield, D.H. Jennings & S.P. Mahoney. 2017. Manipulations of black bear and coyote affect caribou calf survival. *Journal of Wildlife Management* **81**(1): 122–132.
- Liedvogel, M.B., B. Chapman, R. Muheim & S. Åkesson. 2013. The behavioural ecology of animal movement: Reflections upon potential synergies. *Animal Migration* **1**: 39–46.
- Li, C., X. Zhao, D. Li, P.A. Garber, Z. Xiang, M. Li & H. Pan. 2020. Impact of cost distance and habitat fragmentation on the daily path length of *Rhinopithecus bieti*. *PeerJ* **8**: e9165.
- Liu, Z., C. He & J. Wu. 2016. The relationship between habitat loss and fragmentation during urbanization: an empirical evaluation from 16 world cities. *PLoS One* **11**: 1–17.
- Loi sur les espèces en péril, LC. 2002. c 29. URL: <https://canlii.ca/t/6ddk4>.
- Loi sur les espèces menacées ou vulnérables. 2005. Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats, RLRQ c E-12.01, r2.
- Losier, C.L., S. Couturier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault, T. Rudolph, V. Brodeur, J.A. Merkle & D. Fortin. 2015. Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology* **52**(2): 496–504.
- Marrec, R., H.E.A. Moniem, M. Iravani, B. Hricko, J. Kariyeva & H.H. Wagner. 2020. Conceptual framework and uncertainty analysis for large-scale, species-agnostic

- modelling of landscape connectivity across Alberta, Canada. *Scientific Reports* **10**: 6798.
- Martensen, A.C., M.C. Ribeiro, C. Banks-Leite, P.I. Prado & J.P. Metzger. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology* **26**: 1100–1111.
- McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes & S. Boutin. 2003. Declines in populations of woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* **67**: 755–761.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt & V.B. Shah. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* **89**: 2712–2724.
- Messier, F. 1994. Ungulate population-models with predation – A case-study with the north-American moose. *Ecology* **75**: 478–488.
- Merrick, M.J., & J.L. Koprowski. 2017. Circuit theory to estimate natal dispersal routes and functional landscape connectivity for an endangered small mammal. *Landscape Ecology* **32**: 1163–1179.
- Metzger, J.P., & H. Descamps. 1997. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* **18**: 1–12.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). 2018. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec: caribou des bois, écotype forestier. URL : <http://www3.mffp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=53>
- Monnier, J.-L. 1991. La préhistoire de Bretagne et d'Armorique. Edition Gisserot, Paris.

- Mortelliti, A., G. Amori & L. Boitani. 2010. The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia* **163**: 535–547.
- Mosnier, A., J.-P. Ouellet & R. Courtois. 2008. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Écoscience* **15**: 485–497.
- Mumma, M.A., M.P. Gillingham, K.L. Parker, C.J. Johnson & M. Watters. 2018. Predation risk for boreal woodland caribou in human modified landscapes: Evidence of wolf spatial responses independent of apparent competition. *Biological Conservation* **228**: 215–223.
- O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall & M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* **130**: 70–83.
- Pelletier, F., G. Turgeon, A. Bourret, D. Garant & M.-H. St-Laurent. 2019. Genetic structure and effective size of an endangered population of woodland caribou. *Conservation Genetics* **20**(2): 203–213.
- Perz, S.G., L. Cabrera, L.A. Carvalho, J. Castillo, R. Chacacanta, R.E. Cossio, Y.F. Solano, J. Hoelle, L.M. Perales, R. Puerta, D.R. Cespedes, I.R. Camacho & A.C. Silva. 2012. Regional integration and local change: Road paving, community connectivity, and social-ecological resilience in a tri-national frontier, southwestern Amazonia. *Regional Environmental Change* **12**: 35–53.

- Petit, S., & F. Burel. 1998. Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie* **321**: 55–61.
- Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin & R. Courtois. 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management* **76**: 189–199.
- Plante, S., C. Dussault, J.H. Richard & S.D. Côté. 2018. Human disturbance effects and cumulative habitat loss in endangered migratory caribou. *Biological Conservation* **224**: 129–143.
- Polfus, J.L., M. Hebblewhite & K. Heinemeyer. 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* **144**: 2637–2646.
- Powers, R.P., & W. Jetz. 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change* **9**: 323–329.
- Prima, M. C., T. Duchesne, A. Fortin, L. P. Rivest, P. Drapeau, M. H. St-Laurent & D. Fortin. 2019. A landscape experiment of spatial network robustness and space-use reorganization following habitat fragmentation. *Functional Ecology* **33(9)**: 1663–1673.
- Raymond-Bourret, E. 2017. Détermination des impacts respectifs de la perte et de la fragmentation de la forêt mature sur l'écologie spatiale des grands mammifères. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 109 p.

- Reed, D.H., & R. Frankham. 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology* **17**: 230–237.
- Reid, W., & K. Miller. 1989. Keeping options alive: The scientific basis for conservation Biology. World Resources Institute, Washington, D.C. 136 p.
- Resasco, J. 2019. Meta-analysis on a decade of testing corridor efficacy: What new have we learned? *Current Landscape Ecology Reports* **4**(3): 61–69.
- Rettie, W.J., & F. Messier. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* **76**: 251–259.
- Ries, L., R.J. Fletcher Jr., J. Battin & T.D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **35**: 491–522.
- Roever, C. L., R. J. Van Aarde, & K. Leggett. 2013. Functional connectivity within conservation networks: Delineating corridors for African elephants. *Biological Conservation*, **157** : 128-135.
- Rudolph, T.D., P. Drapeau, L. Imbeau, V. Brodeur, S. Légaré & M.-H. St-Laurent. 2017. Demographic responses of boreal caribou to cumulative disturbances highlight elasticity of range-specific tolerance thresholds. *Biodiversity and Conservation* **26**: 1179–1198.
- Rudolph, T. 2019. Analyse de la connectivité fonctionnelle de l’habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec. Groupe de mise en œuvre sur les aires

protégées de l'Équipe de rétablissement du caribou forestier Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.

Sasaki, K., D. Lesbarrères, G. Watson & J. Litzgus. 2015. Mining-caused changes to habitat structure affect amphibian and reptile population ecology more than metal pollution. *Ecological Applications* **25**: 2240–2254.

Schaefer, J. 2003. Long term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* **17**: 1435–1439.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2006. Global Biodiversity Outlook 2. Montréal, Québec, 81 + vii pages ; URL: www.biodiv.org/GBO2.

Sliwinski, M., & N. Koper. 2012. Grassland bird responses to three edge types in a fragmented mixed-grass prairie. *Avian Conservation and Ecology* **7**(2): 6.

Steffen, W., A. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson, C. Crumley, P. Crutzen, C. Folke, L. Gordon, M. Molina, V. Ramanathan, J. Rockstrom, M. Scheffer, H.J. Schellnhuber & U. Svedin. 2011. The antropocene: From global change to planetary stewardship. *AMBIO* **40**: 739–761.

St-Laurent, M.-H., C. Dussault, J. Ferron & R. Gagnon. 2009. Dissecting habitat loss and fragmentation effects following logging in boreal forest: Conservation perspectives from landscape simulations. *Biological Conservation* **142**: 2240–2249.

St-Laurent, M.-H., Y. Boulanger, D. Cyr, F. Manka, P. Drapeau & S. Gauthier. 2022. Lowering the rate of timber harvesting to mitigate impacts of climate change on boreal

caribou habitat quality in eastern Canada. *Science of the Total Environment* **838**: 156244.

St-Pierre, F., P. Drapeau & M.-H. St-Laurent. 2021. Drivers of vegetation regrowth on logging roads in the boreal forest: Implications for restoration of woodland caribou habitat. *Forest Ecology and Management* **482**: 118846.

St-Pierre, F., P. Drapeau & M.-H. St-Laurent. 2022. Stairway to heaven or highway to hell? How characteristics of forest roads shape their use by large mammals in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* **510**: 120108.

Stralberg, D., D. Arseneault, J. L. Baltzer, Q. E. Barber, E. M. Bayne, Y. Boulanger, & E. Whitman. 2020. Climate-change refugia in boreal North America: what, where, and for how long?. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18(5): 261-270.

Taylor P.D., L. Fahrig, K. Henein & G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**: 571–573.

Taylor, P.D., L. Fahrig & K. With. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. Pp. 29-43 *Dans: Connectivity Conservation*. Crooks, K.R., & M. Sanjayan (Éditeurs), Cambridge University Press, Cambridge.

Thompson, C.M., & E.M. Gese. 2007. Food webs and intraguild predation: Community interactions of a native mesocarnivore. *Ecology* **88**(2): 334–346.

- Thompson, P.L., B. Rayfield & A. Gonzalez. 2017. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography* **40**: 98–108.
- Tischendorf, L., & L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* **90**: 7–19.
- Uezu, A., J.P. Metzger & J.M. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* **123**: 507–519.
- van der Ree, R., S. Cesarini, P. Sunnucks, J.S. Moore & A. Taylor. 2010. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society* **15**: 35–51.
- Vogt, P., J.R. Ferrari, T.R. Lookingbill, R.H. Gardner, K.H. Ritters & K. Ostapowicz. 2009. Mapping functional connectivity. *Ecological Indicators* **9**: 64–71.
- Vors, L.S., & M.S. Boyce. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* **15**: 2626–2633.
- Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers & B.R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* **71**: 1249–1256.
- Watson, J.E.M., O. Venter, J. Lee, K.R. Jones, J.G. Robinson, H.P. Possingham & J.R. Allan. 2018. Protect the last of the wild. *Nature* **563**: 27–30.

Watts, K., & P. Handley. 2010. Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators* **10**: 552–557.

Web of science. 2023. Université du Québec à Rimouski. Consulté en août 2022. URL : <https://www.webofscience.com/wos/woscc/basic-search>

Whittington, J., M. Hebblewhite, N.J. Decesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmshurst & M. Musiani. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: A time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1535–1542.

Williams, S.H., R. Steenweg, T. Hegel, M. Russell, D. Hervieux & M. Hebblewhite. 2021. Habitat loss on seasonal migratory range imperils an endangered ungulate. *Ecological Solutions and Evidence*, **2**(1): e12039.

Wittmer, H.U., B.N. McNellan, R. Serrouya & C.D. Apps. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* **76**: 568–579.

