



Université du Québec
à Rimouski

**COMPARAISON DES IMPACTS DES COUPES
FORESTIÈRES ET DES FEUX SUR LA SÉLECTION
D’HABITAT ET L’UTILISATION DE L’ESPACE DU
CARIBOU FORESTIER**

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

© ALEXANDRA PIERRE

Novembre 2015

Composition du jury :

Luc Sirois, président du jury, UQAR

Martin-Hugues St-Laurent, directeur de recherche, UQAR

Dominique Arseneault, codirecteur de recherche, UQAR

Pierre Drapeau, examinateur externe, UQÀM

Dépôt initial le 22 juin 2015

Dépôt final le 12 novembre 2015

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 ici à remercier les nombreuses personnes qui ont participé de près ou de loin à l'élaboration et la réalisation de ce projet, tant sur les plans financiers, logistiques et scientifiques que moral. Sans la contribution de chacune d'elles, ce projet n'aurait pu voir le jour.

Un merci infini à mon directeur de recherche Martin-Hugues pour m'avoir donné cette opportunité, pour ses conseils et son accompagnement au cours de mon cheminement, et surtout pour sa disponibilité perpétuelle. Un grand merci à mon co-directeur Dominique pour sa précieuse expertise tout au long de la réalisation de ce projet, dans un tout autre domaine : celui de la forêt boréale et des perturbations naturelles.

Je tiens à remercier les membres rimouskois de notre laboratoire de recherche en gestion de la faune terrestre, pour les nombreuses discussions autour de la science et l'étude du comportement animale, toujours très riches de réflexions et d'enseignements. Vous avez énormément contribué à affûter mon esprit critique et analytique et à nourrir ma curiosité scientifique. Mille mercis!

Je remercie également les organismes subventionnaires suivants : AbitibiBowater Inc., Développement Économique Canada, le Conseil de l'industrie forestière du Québec, la Fondation de la faune du Québec, le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies, le Fonds de recherche forestière du Saguenay-Lac-St-Jean, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention à la découverte octroyée à M.-H. St-Laurent), l'Université du Québec à Rimouski et le Fonds mondial pour la nature, sans lesquels le projet n'aurait pas vu le jour. Merci à Jean-Pierre Ouellet et Claude Dussault pour leur apport scientifique et logistique dans la coordination du projet. Un grand merci à Alain Caron, pour laisser sa

porte toujours ouverte... et pour son aide dans les nombreuses analyses statistiques, et à Luc Sirois et Pierre Drapeau pour le temps et l'énergie investie dans la relecture et la bonification de ce mémoire.

D'un point de vue plus personnel, merci à ma famille d'avoir cru en mes choix personnels, même ci ceux-ci m'ont emporté à plusieurs milliers de kilomètres. Mais être loin des yeux resserre les liens du cœur.

Un immense merci à la magnifique communauté de SageTerre – hommes, bêtes et plantes – pour rendre la vie au quotidien si jolie. La beauté de vos âmes me donne chaque jour l'espoir de croire en un monde plus juste, équitable et fraternel, en un monde sublime!

Je ne pourrais passer sous silence la présence de ma fidèle amie Marie-Audrey tantôt collègue de bureau, de tricot et d'expériences insolites. Merci pour toutes ces choses qui constituent ta magnifique personne et que je ne pourrais nommer ici, faute de place. Un immense et infini merci à Christine, Cécile et Marie-Phare pour leur joie de vivre, et pour tout simplement faire partie de ma vie. Merci à tous les autres, présents de près ou de loin, jusque par delà l'Atlantique.

Et le meilleur pour la fin! Merci à Fred, mon partenaire de vie. S'il y a bien une personne qui a su m'endurer, me consoler, m'encourager, me conseiller, m'assister, m'orienter, [...], tout au long de la réalisation de ce projet, c'est bien toi. Merci pour ton amour sans limite.

RÉSUMÉ

Les écosystèmes forestiers étaient autrefois dynamisés par les régimes des perturbations naturelles tels que les feux de forêts. Cependant depuis plusieurs décennies, l'exploitation forestière fait partie intégrante du dynamisme des paysages boréaux et les impacts sur la biodiversité sont de plus en plus nombreux. Afin de concilier l'exploitation commerciale de la forêt boréale et la conservation, l'aménagement écosystémique propose de réduire les écarts entre les forêts naturelles et aménagées en s'inspirant des perturbations naturelles pour orienter les pratiques sylvicoles. Cette approche devrait garantir une meilleure conservation des espèces en péril comme le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), une espèce menacée par l'aménagement forestier. Notre objectif principal était de comparer les impacts des feux et des coupes sur le comportement de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace du caribou. Nous avons émis l'hypothèse que les coupes ont un impact négatif plus grand sur le comportement du caribou que les feux, auxquels il est mieux adapté. Nous avons utilisé les données télémétriques GPS provenant d'un suivi de 24 caribous effectué entre 2005 et 2012 dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean. Nous avons évalué la sélection d'habitat du caribou au moyen de fonctions de sélection des ressources à l'échelle de l'aire d'étude et du domaine vital. L'utilisation de l'espace a été évaluée via l'analyse de la taille des domaines vitaux et des taux de mouvement, à l'aide de régressions linéaires mixtes. Nos résultats ont montré que le caribou réagit différemment aux coupes et aux feux, suggérant qu'en ce qui le concerne, les coupes ne constituent pas une bonne imitation des feux. Les coupes ont un impact négatif plus grand que les feux et à plus long terme. De plus, les chemins forestiers, qui constituent une différence majeure entre les feux et les coupes, ont un fort impact négatif sur le comportement du caribou. Cette étude montre que les coupes et les feux sont deux perturbations importantes qui ont des impacts différents sur le caribou. Nos recommandations portent sur comment les besoins en habitat du caribou forestier peuvent être mieux considérés dans une démarche d'aménagement écosystémique des forêts afin de garantir la survie de l'espèce.

Mots clés : caribou forestier, feu, coupe, route, perturbation, aménagement écosystémique, sélection d'habitat, utilisation de l'espace

ABSTRACT

In preindustrial landscapes, forest ecosystems were shaped by natural disturbance processes such as wildfire. Over the past few decades, however, forest management acts as the main driver of boreal landscape dynamics, leading to increased impacts on biodiversity. Ecosystem-based management, an approach aiming at reducing contrasts between natural and managed forests by emulating natural disturbances in forestry practices, is advocated to better conciliate timber harvesting and conservation. The underlying hypothesis states that ecosystem-based management should provide better conservation opportunities for species at risk such as the boreal populations of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), a species threatened by forest management. Our main objective was to compare impacts of clearcuts and wildfires on caribou habitat selection and space use patterns. We hypothesized that clearcuts would have stronger negative impacts than wildfires to which caribou are better adapted. We used GPS telemetry data gathered on 24 caribou between 2005 and 2012 in the Saguenay-Lac-St-Jean region. We assessed caribou habitat selection using resource selection functions both at the study area and the home-range scales. We assessed caribou space use with home-range size and movement rate as proxies and analysed it with mixed linear regressions. Our results show that caribou responded differently to clearcuts and wildfires, suggesting that clearcuts poorly emulates wildfires regarding caribou habitat requirements. Clearcuts had stronger negative impacts than fires, whose impact persisted over a longer period. Moreover, the presence of forestry roads, a major structural difference between clearcuts and fires, had important negative impacts on caribou behaviour. Our study demonstrates that clearcuts and wildfires are two important disturbances with different impacts on caribou behaviour in the boreal forest. We thus recommend that caribou habitat requirements be more efficiently integrated into ecosystem-based management to ensure the species survival.

Keywords: boreal populations of woodland caribou, wildfire, clearcut, road, disturbance, ecosystem-based management, habitat selection, space use

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	vii
RÉSUMÉ.....	ix
ABSTRACT.....	xi
TABLE DES MATIÈRES.....	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 1: RÉPONSES COMPORTEMENTALES CONTRASTÉES DU CARIBOU FORESTIER AUX FEUX ET AUX COUPES : IMPLICATONS POUR L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE DANS L'EST DU CANADA	14
1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE.....	14
1.2 RÉPONSES COMPORTEMENTALES CONTRASTÉES DU CARIBOU FORESTIER AUX FEUX ET AUX COUPES : IMPLICATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE DANS L'EST DU CANADA.....	16
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	63
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	69

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Distribution théorique des classes d'âge sous un régime de feu dans un paysage où certaines forêts échappent au feu et développent une structure inéquienne (Adapté de Gauthier et al. 2001).....2
- Figure 2. Distribution théorique des classes d'âge à travers un paysage aménagé si les forêts qui dépassent 75 ans sont systématiquement coupées (Adapté de Gauthier et al. 2001).....4
- Figure 3. Modèle conceptuel illustrant la variabilité d'un régime de feu (A), la variabilité d'un régime sous aménagement conventionnel (B) et la variabilité d'un régime sous aménagement écosystémique (C), selon trois paramètres d'un régime de perturbation (Adapté de Gauthier et al. 2008).7

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La dynamique des perturbations naturelles en forêt boréale

Plusieurs paysages forestiers sont structurés par de multiples interactions entre les facteurs abiotiques et biotiques, par le régime des perturbations naturelles et, depuis quelques décennies, par l'utilisation du territoire par l'homme (Barnes et al. 1998; De Blois et al. 2001; Turner et al. 2001; Seidl et al. 2014). Les régimes de perturbations naturelles, telles que les épidémies d'insectes, les chablis et les feux, sont d'importants moteurs de la dynamique forestière (Barnes et al. 1998) et façonnent les paysages de manières spatialement et temporellement hétérogènes, notamment en forêt boréale (Gauthier et al. 1996 ; Johnson et al. 1998 ; Kulakowski et Veblen 2007).

En effet, en forêt boréale, les feux façonnent les paysages en une mosaïque de peuplements d'âge, de densité et de composition variables (Johnson 1992). La taille des feux, leur période de rotation, l'intervalle de temps qui les sépare à l'échelle des sites, ainsi que leur sévérité (c.-à-d. les impacts sur les composantes des écosystèmes) sont les principaux paramètres qui permettent de décrire les régimes de feux (Gauthier et al. 2001, 2008). C'est à l'échelle du paysage que se mesurent la période de rotation et la taille des incendies forestiers, tandis que les intervalles de feux et la sévérité concernent des échelles plus locales (Methven et Feunekes 1987). La période de rotation des feux (ou cycle de feu), correspond au temps nécessaire pour que le cumul des superficies brûlées égale l'ensemble d'un territoire donné (Gauthier et al. 2008). À l'intérieur de ce territoire, certains sites pourront être brûlés plusieurs fois tandis que d'autres seront épargnés pendant des siècles. C'est pourquoi les forêts des portions de territoires épargnées développent une structure inéquienne avec le temps (Bergeron et Dansereau 1993; Kuuluvainen et Grenfell 2012) (Figure 1).



Figure 1. Distribution théorique des classes d'âge sous un régime de feu dans un paysage où certaines forêts échappent au feu et développent une structure inéquienne (Adapté de Gauthier et al. 2001)

Puisque la majorité des incendies forestiers sont de petite taille, ils représentent une faible proportion des surfaces brûlées, tandis que les très grands feux représentent un faible pourcentage des événements de feux, mais composent la majeure partie des surfaces incendiées (Leduc et al. 2000). Ce sont donc principalement les grands feux qui façonnent la mosaïque des classes d'âges dans le paysage (Johnson et al. 1998; Bergeron et al. 1998).

Les caractéristiques du régime de feu influencent aussi les espèces disponibles pour le rétablissement de la forêt et déterminent la composition des peuplements après-feu (Pickett et al. 1987; Frelich et Reich 1995; Bergeron 2000 ; Gauthier et al. 2000). Les feux sévères éliminent la régénération préétablie et brûlent une partie plus ou moins importante de la couche de matière organique, mettant à nu le sol minéral et créant ainsi de bons lits de germination pour l'établissement des semis (Johnson 1992). Les forêts qui se rétablissent après-feu sont généralement dominées par des espèces à cônes sérotineux comme l'épinette noire (*Picea mariana*) et le pin gris (*Pinus banksiana*) ou par celles dont le système racinaire survit aux incendies, telles que le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera*). Lorsque l'intervalle de feu dépasse la longévité des

premières espèces établies après feu, une succession avec remplacement d'espèces peut survenir (Frelich et Reich 1995; Bergeron 2000). Ces espèces seront peu à peu remplacées par des essences tolérantes à l'ombre comme le sapin baumier (*Abies balsamea*) ou le mélèze laricin (*Larix laricina*) (Gauthier et al. 2000).

Les perturbations anthropiques et les modifications du paysage

Au cours des dernières décennies, les activités anthropiques reliées à l'exploitation des ressources naturelles se sont beaucoup accrues (Foley et al. 2005; Ellis 2011). L'exploitation forestière est désormais une perturbation majeure, s'ajoutant à la dynamique naturelle de la forêt boréale commerciale d'Amérique du Nord (Boucher et al. 2009; Turner 2010). Dans plusieurs régions sous aménagement forestier, les superficies de coupes forestières sont d'ailleurs devenues plus importantes que les surfaces brûlées (Brumelis et Carleton 1989; Hart et Chen 2006) et sont maintenant davantage responsables des patrons de végétation observés que les perturbations naturelles (De Blois et al. 2001). Le contraste entre les paysages aménagés et les paysages naturels n'a conséquemment cessé de s'accroître depuis le début du XIX^e siècle (Gauthier et al. 2008).

Les coupes forestières: des différences notables avec les feux

Les coupes forestières diffèrent des perturbations naturelles en termes de fréquence, de sévérité et d'agencement spatial (Mladenoff et al. 1993; Kimmins 2004). Les pratiques étant souvent standardisées, les paramètres des régimes de coupes (rotation, taille, intervalle, sévérité, etc.) tendent à être beaucoup moins variables que ceux des régimes de feux (McRae et al. 2001). Cette plus grande homogénéité entraîne des changements dans la structure et la composition des peuplements aménagés. Les forêts sont beaucoup plus jeunes et plus fragmentées que celles régies par les perturbations naturelles, et sont

composés majoritairement d'essences feuillues (Mladenoff et al. 1993; Boucher et al. 2009).

En théorie, les forêts sous aménagement n'atteignent pas le stade inéquien-irrégulier car la révolution forestière est trop courte et la dispersion des interventions dans le paysage est trop systématique pour permettre le vieillissement d'une fraction suffisante du territoire (Bergeron et al. 1999; Drapeau et al. 2001; Gauthier et al. 2008; Cyr et al. 2009). La courte rotation des interventions et l'emploi de la coupe totale ont donc conduit à une normalisation de la structure d'âge des peuplements à travers le temps et à une perte de diversité structurale dans les paysages forestiers (Figure 2) (McRae et al. 2001; Bergeron et al. 2007). Les classes d'âge de la forêt sont uniformément représentées à travers le paysage et ne dépassent pas l'âge d'exploitation commerciale des forêts (Figure 2); il en résulte une perte importante d'habitat forestiers matures sur le plan biologique (Boucher et al. 2009).

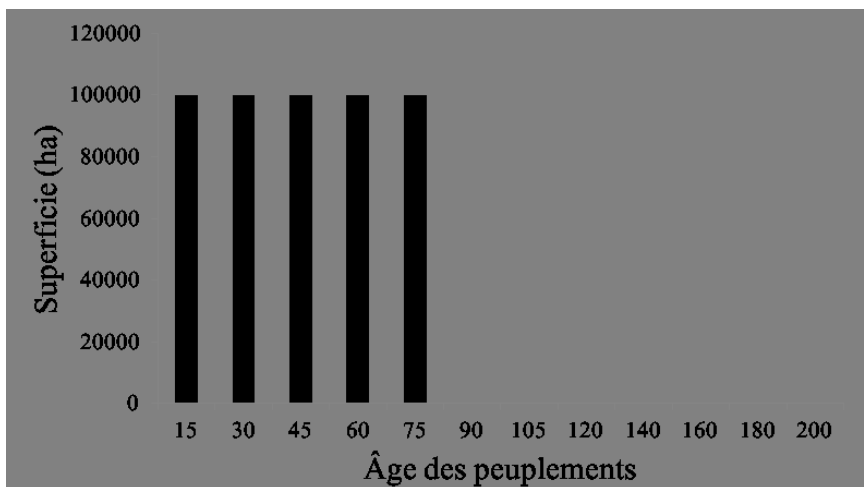


Figure 2. Distribution théorique des classes d'âge à travers un paysage aménagé si les forêts qui dépassent 75 ans sont systématiquement coupées (Adapté de Gauthier et al. 2001)

La simplification de la structure des paysages et la perte de forêt mature sont accompagnées de profonds changements dans la composition des peuplements (Carleton et MacLellan 1994; Whittle et al. 1997). Les coupes forestières favorisent l'établissement d'espèces pionnières, principalement des essences feuillues intolérantes comme le bouleau à papier, le peuplier faux tremble (*Populus tremuloides*) et l'érable à épis (*Acer spicatum*) (Kimmins 1997). Contrairement aux feux, les coupes tendent aussi à préserver la régénération préétablie en sous-bois composée d'espèces de fin de succession tolérantes à l'ombre comme le sapin baumier (Rees et Juday 2002; Ilisson et Chen 2009; Bouchard et Pothier 2011).

L'exploitation de la forêt boréale, par l'intermédiaire des coupes et la création de routes et de chemins forestiers, a conduit à une diminution de la superficie et une fragmentation des forêts matures (Boucher et al. 2009 ; St-Laurent et al. 2009). Malgré que la perte d'habitat soit responsable d'un déclin de la biodiversité (Schmiegelow et al. 1997; Hargis et al. 1999), la fragmentation a aussi des impacts importants sur la faune, toutefois variables selon les échelles spatiales et selon les espèces fauniques (Fahrig 2003; Lindenmayer et Fischer 2007; St-Laurent et al. 2009). Les coupes fragmentent la forêt mature en ne laissant que quelques tiges sur pied dans une matrice de jeunes peuplements (Haussler et Kneeshaw 2003). Le manque de connectivité entre les îlots de peuplements résiduels peut affecter les déplacements des espèces associées aux forêts matures (With et al. 1999; Belisle et al. 2001). En revanche, les modifications du paysage induites par les coupes forestières peuvent profiter à certains prédateurs (Brodeur et al. 2008 ; Lesmerises et al. 2012) et se répercuter sur leurs proies (Witthinton et al. 2011; Courbin et al. 2014; Leclerc et al. 2014).

L'aménagement écosystémique

L'aménagement écosystémique vise à réduire les écarts entre les forêts aménagées et naturelles afin de minimiser les impacts des pratiques forestières sur la productivité des

biotopes et la biodiversité, et de maintenir des écosystèmes sains et résilients (Attiwill 1994; Seymour et Hunter 1999; Fenton et al. 2009). Cette approche s'inscrit dans une démarche de gestion adaptative des forêts pour concilier les enjeux économiques et écologiques dans les territoires aménagés (Szaro et al. 1998; Slocombe 1998; Fenton et al. 2009). L'aménagement écosystémique repose sur une bonne connaissance des patrons et des processus qui dynamisent les paysages naturels, notamment les perturbations naturelles, pour cibler les enjeux que soulèvent les pratiques sylvicoles actuelles (Gauthier et al. 2008). Cette philosophie est fondée sur l'hypothèse que les espèces sont résilientes et adaptées aux perturbations naturelles de manière à persister dans les paysages (Attiwill 1994; Angelstam 1998; Drever et al. 2006).

Une des principales stratégies d'aménagement écosystémique consiste à s'inspirer des régimes de perturbations naturelles en appliquant leur plage de variabilité aux pratiques sylvicoles (Kuuluvainen et Grenfell 2012). Toutefois, il est difficile de reproduire intégralement les processus et les effets des perturbations naturelles. Afin d'établir des cibles d'aménagement réalistes, il est donc essentiel d'identifier les facteurs qui influencent le plus les attributs clés des forêts (Gauthier et al. 2008). Dans le cas des feux de forêt, la période de rotation, la sévérité et la distribution spatiale (taille et espacement) sont des caractéristiques déterminantes d'un régime de feux, puisqu'elles vont orienter la composition et la structure du peuplement succédant, à partir desquelles les stratégies d'aménagements devraient être élaborées (Haeussler et Kneeshaw 2003; Gauthier et al. 2008) (Figure 3).

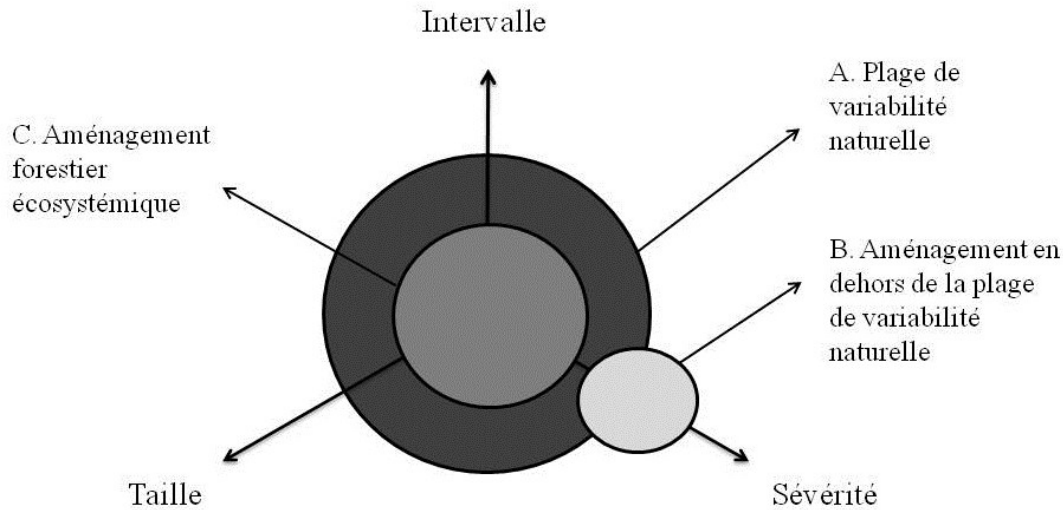


Figure 3. Modèle conceptuel illustrant la variabilité naturelle d'un régime de feu (A), la variabilité d'un régime sous aménagement conventionnel (B) et la variabilité d'un régime sous aménagement écosystémique (C), selon trois paramètres d'un régime de perturbation (Adapté de Gauthier et al. 2008)

Le caribou forestier : une espèce parapluie de la forêt boréale nord américaine

La première étape du processus d'aménagement écosystémique consiste à établir les principales différences entre les habitats naturels et aménagés en regard de certains attributs de la forêt boréale (Gauthier et al. 2008). Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) est une espèce exigeante en terme d'habitat puisqu'elle est associée aux grands massifs de forêts de conifères matures (Courtois et al. 2008; Courbin et al. 2009; Hins et al. 2009) telles que les pessières noires et aux autres habitats peu perturbés (Environnement Canada 2011; Leblond et al. 2014). Ces milieux supportent souvent une forte biomasse de lichens terricoles et arboricoles, qui sont des composantes essentielles de l'habitat du caribou (Stuart-Smith et al. 1997; Courtois, 2003). Les exigences du caribou tant au niveau de la qualité de l'habitat que de sa taille en font une espèce très sensible aux perturbations (Festa-Bianchet et al. 2011; Courbin et al. 2014). Le caribou peut être considéré comme une espèce parapluie de la forêt boréale, puisque du point de vue de la conservation, la

préservation de son habitat assurerait la protection de bon nombre d'autres espèces associées aux forêts matures (Roberge et Angelstam 2004).

Situation du caribou forestier

La grande majorité des populations de caribous et de rennes (*R. t.*) sont en déclin à travers le monde et un ensemble de facteurs reliés aux activités anthropiques, à la prédation et aux changements climatiques semblent être en cause (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). Le caribou forestier, un écotype du caribou des bois, est considéré comme une espèce menacée au Canada (Environnement Canada 2014). Son aire de répartition ne cesse de régresser vers le nord depuis plusieurs décennies, en raison principalement des impacts de l'exploitation forestière sur son habitat (Schaefer 2003; Festa-Bianchet et al. 2011; Leblond et al. 2014). Aujourd'hui la conservation du caribou forestier constitue un enjeu écologique important de la forêt boréale en Amérique du Nord. Les principaux facteurs responsables du déclin des populations sont la prédation, la chasse de subsistance et le braconnage, ainsi que les modifications et pertes d'habitats associées aux activités anthropiques (Courtois et al. 2001; Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011).

Les activités anthropiques semblent toutefois être la cause ultime du déclin du caribou dans l'ensemble de son aire de distribution canadienne (Environnement Canada, 2011). L'exploitation des forêts matures entraîne une fragmentation et une perte d'habitat qui perdurent le temps que la forêt mature se rétablisse (Schulte et al. 2007; Boucher et al. 2009). De plus, l'exploitation forestière menace le caribou en entraînant un rajeunissement et un changement de structure de la forêt boréale, ainsi qu'un changement de composition en faveur des essences feuillues (Carleton et McLellan 1994; Hins et al. 2009; Lesmerises et al. 2013). Ces changements favorisent un important prédateur des faons du caribou, l'ours noir (*Ursus americanus*) (Brodeur et al. 2008; Pinard et al. 2012), et les espèces d'ongulés comme l'orignal (*Alces americanus*) (Potvin et al. 2005). Par un phénomène de

compétition apparente (Holt 1977), l'augmentation de la densité d'originaux entraîne une réponse numérique du loup gris (*Canis lupus*), un prédateur que le caribou partage avec des proies alternatives comme l'orignal et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*); et il en résulte une plus grande pression de prédation sur le caribou (Messier 1994; Courbin et al. 2014). De surcroît, la densité de chemins générés par l'exploitation forestière facilite les déplacements des prédateurs (Latham et al. 2011; Lesmerises et al. 2012) et augmente leur probabilité de rencontre avec le caribou (Whittington et al. 2011).

Sélection d'habitat et utilisation de l'espace par un animal

Notions d'échelles spatiales

Définir l'échelle spatiale à laquelle on étudie un phénomène écologique permet d'identifier les contraintes qui s'exercent sur les organismes à cette échelle (Levin 1992). Les facteurs climatiques, les conditions physico-chimiques et les régimes de perturbation varient selon l'échelle spatiale considérée (Delcourt et Delcourt 1988), se répercutant sur la structure et la composition des paysages, et sur les réponses biologiques qui en découlent. Les concepts d'échelles spatiales et de hiérarchie sont étroitement reliés en écologie (Allen et Hoekstra 1992; Wheatley et Johnson 2009) puisque les patrons d'organisation du paysage et les réponses biologiques suivent une hiérarchie selon laquelle les niveaux supérieurs imposent des contraintes aux niveaux inférieurs (Turner et al. 2001).

Sélection d'habitat et utilisation de l'espace

Les comportements de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace sont des processus de compromis hiérarchiques réalisés par un individu (Johnson 1980), suivant l'importance de plusieurs facteurs limitants pouvant affecter sa valeur adaptative (Rettie et Messier 2000). Les facteurs influençant la survie d'un animal seraient considérés davantage à l'échelle du paysage, tandis que ceux de moindre importance orienteraient le

comportement à plus fine échelle (Rettie et Messier 2000; Dussault et al. 2005; Gustine et al. 2006). La prédation est le facteur limitant le plus important pour les populations de caribous (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). Ainsi, le caribou tend à éviter le risque de prédation à grande échelle, en limitant autant que possible les habitats où le risque de prédation est élevé dans son domaine vital annuel. La quête alimentaire ou encore les conditions climatiques sont des facteurs de moindre importance pour le caribou et sont souvent pris en compte à plus petite échelle spatiale. À l'intérieur de son domaine vital, le caribou tend à choisir les habitats offrant de bonnes opportunités alimentaires et ceux dont le couvert de neige est plus faible afin de se déplacer plus facilement (Rettie et Messier 2000 ; Gustine et al. 2006).

La sélection d'habitat s'apparente aux choix de différentes ressources en fonction de leur disponibilité dans l'environnement (Johnson 1980). Si un animal utilise davantage un habitat qu'il n'est disponible dans le paysage, on peut conclure que l'animal sélectionne cet habitat. En revanche, si un habitat est utilisé moins qu'il n'est disponible, alors il est évité par l'animal (Thomas et Taylor 1990). L'utilisation de l'espace s'attarde davantage aux mouvements et déplacements d'un animal et peut être reliée aux composantes de son habitat. L'étude des déplacements peut s'intéresser aux taux de mouvements dans différents types d'habitats, à l'influence des composantes d'habitat sur la taille des domaines vitaux ou encore à l'identification des portions du domaine vital les plus intensément utilisées par un animal (*p. ex.* Andreassen et al. 1998; Gerardo et al. 2008; Harvey et al. 2008).

Réponses comportementales du caribou aux coupes forestières

Le caribou s'avère peu enclin à fréquenter des habitats altérés par des activités anthropiques telles que les coupes récentes ou les sites en régénération, ou encore des habitats fragmentés par des chemins ou des routes (Wittmer et al. 2007; Courtois et al. 2008; Hins et al. 2009). Ces facteurs ont forcé l'espèce à développer des stratégies particulières pour limiter le risque accru de prédation dans ces habitats (Whittington et al.

2011; Lesmerises et al. 2012; Gaudry 2013) et pour acquérir les ressources qui lui sont nécessaires (Seip 1992; Rettie et Messier 2000; Briand et al. 2009; Hins et al. 2009). Par exemple, les caribous sont contraints à se déplacer plus souvent afin d'accéder à leurs ressources (Leblond et al. 2013) et de tels déplacements augmentent leurs dépenses énergétiques (Courtois et al. 2008). Il a également été observé que les caribous augmentent la superficie de leurs domaines vitaux (Beauchesne et al. 2014) et diminuent leur fidélité au site (Faille et al. 2010) dans les paysages aménagés.

Réponses comportementales du caribou aux feux de forêt

Certains auteurs ont documenté les réponses comportementales de différentes sous-espèces du caribou aux feux de forêts en Amérique du Nord (Schaefer et Pruitt 1991; Joly et al. 2003; Jandt et al. 2008). Les feux de forêts détruisent les tapis de lichens (Morneau et Payette 1989; Boudreault et al. 2002) et compromettent la disponibilité de cette ressource alimentaire très importante pour le caribou en hiver (Bergerud 1974; Klein 1982; Jandt et al. 2008; Sorensen et al. 2008). Les peuplements après feu sont peu propices pour le caribou et ce, pendant plusieurs décennies (Arseneault et al. 1997); toutefois, l'utilisation observée de brûlis suggère que ces habitats offrent tout de même certains avantages au caribou (Joly et al. 2003; Anderson et Johnson 2014), principalement en lien avec la quête alimentaire (Schaefer et Pruitt 1991; Saperstein 1996), les déplacements en hiver ou l'évitement des prédateurs (Ferguson et Elkie 2005). L'impact des feux sur le caribou est un sujet controversé (Joly et al. 2003) puisque les résultats des études varient selon les hardes, les sous-espèces et les régions (Ferguson et Messier 2000; Joly et al. 2003; Dunford et al. 2006; Delarum et al. 2007).

Malgré les multiples évidences des impacts négatifs des coupes sur le caribou (p. ex. : Faille et al. 2010; Dussault et al. 2012; Beauchesne et al. 2013; Leclerc et al. 2014) et potentiellement des feux (Joly et al. 2003; Dalerum et al. 2007), aucune étude n'a comparé les impacts respectifs de ces deux perturbations sur la sélection d'habitat et l'utilisation de

l'espace par le caribou forestier. Outre ses rôles d'espèce parapluie des forêts nordiques (Courtois et al. 2001; Roberge et Angelstam 2004), le caribou forestier est important pour l'accès à la certification commerciale (Dzus et al. 2010). Cette certification fournit l'assurance que les produits forestiers sont issus de forêts aménagées de façon responsable et, dans le cas du caribou forestier, que les pratiques forestières visent autant que faire se peut la conservation de son habitat (FCS 2014). Le caribou forestier représente donc un sujet d'étude incontournable pour explorer si l'aménagement écosystémique atténuerait les impacts de la foresterie sur la biodiversité.

Objectif de l'étude

L'objectif principal de cette étude était de comparer les impacts des coupes forestières aux impacts des feux de mêmes âges sur le comportement du caribou forestier. Plus particulièrement nous souhaitons 1) analyser les patrons d'utilisation de l'espace des caribous dans un paysage perturbé par les coupes forestières et les feux, notamment par l'analyse de la taille des domaines vitaux et des déplacements, et 2) évaluer la sélection d'habitat du caribou forestier dans des coupes et dans des feux, en tenant compte du contexte environnemental et de la présence de chemins forestiers. Relativement au premier objectif, nous avons émis l'hypothèse que (H1) la taille des domaines vitaux varie selon l'origine (coupe ou feu) et la quantité de perturbations dans le domaine vital du caribou. Nous avons prédit (P1) une relation positive entre la superficie du domaine vital et son taux de perturbation, avec cependant une plus grande contribution des coupes que des feux à l'augmentation du domaine vital. À la lumière des résultats obtenus par Beauchesne et al. (2014), nous nous sommes attendus à une réponse non linéaire, c'est-à-dire une augmentation de la superficie du domaine vital jusqu'à un seuil de perturbation au-delà duquel la superficie décroît. Notre deuxième hypothèse stipulait que (H2) le taux de mouvement des caribous varie selon la perturbation dans laquelle ils se déplacent (coupe ou feu). Nous avons prédit (P2) une augmentation du taux de mouvements des caribous dans les habitats perturbés (coupe ou feu), avec un plus grand impact des coupes. Notre

troisième hypothèse stipulait que (H3) la probabilité d'occurrence du caribou dans les habitats perturbés diffère selon l'origine de la perturbation. Nous avons prédit que (P3.1) le caribou évite davantage les coupes que les feux, et (P3.2) davantage les peuplements entourés d'une plus forte proportion de coupes que de feux.

La présente étude a mis en évidence des différences de réponses comportementales du caribou entre les coupes forestières et les feux. L'utilisation de l'espace par le caribou variait selon l'âge et le type de perturbations (coupes ou feux). Le caribou répondait à ces perturbations en augmentant la taille de son domaine vital jusqu'à un seuil de perturbation au-delà duquel il en réduisait la superficie. Les coupes et les feux avaient peu d'impacts sur la sélection d'habitat du caribou comparativement à leur quantité dans le paysage; les impacts différaient toutefois entre les deux perturbations selon les périodes et l'âge des peuplements. La présence de chemins forestiers, une perturbation anthropique supplémentaire et étroitement liée à la présence de coupes, influençait négativement le comportement d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat du caribou et ce, pour chaque période de son cycle vital.

Nos résultats suggèrent que les coupes et les feux offrent des conditions d'habitat relativement semblables pour le caribou au cours des premières années suivant la perturbation. Toutefois, au-delà de 5 ans après perturbation, des divergences dans les réponses du caribou entre les feux et les coupes suggèrent que ces perturbations offrent des conditions d'habitat différentes au caribou. Il serait ainsi souhaitable de cibler des pratiques sylvicoles qui réduiraient à plus long terme les écarts entre les forêts après feu et après coupe pour favoriser la conservation du caribou forestier.

CHAPITRE 1

RÉPONSES COMPORTEMENTALES CONTRASTÉES DU CARIBOU FORESTIER AUX FEUX ET AUX COUPES : IMPLICATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE DANS L'EST DU CANADA

1.1 RÉSUMÉ

Depuis plusieurs décennies, l'exploitation des ressources naturelles a engendré de profondes modifications de composition et de structure des paysages forestiers boréaux, générant des impacts majeurs sur la biodiversité. L'aménagement écosystémique est une approche proposée pour réduire les écarts entre les forêts aménagées et naturelles et ainsi minimiser ces impacts. Son objectif est de s'inspirer des régimes de perturbations naturelles pour favoriser une structure et une composition des peuplements se rapprochant de celles des forêts précoloniales. Le caribou forestier a historiquement évolué dans des paysages contrôlés par les feux et représente aujourd'hui un enjeu de conservation en Amérique du Nord, étant une espèce menacée. L'objectif de cette étude était de comparer les réponses comportementales du caribou face aux feux et aux coupes forestières. Nous avons émis l'hypothèse que la sélection d'habitat et l'utilisation de l'espace par le caribou diffère entre ces deux types de perturbations et leur représentativité dans le paysage. Nous prédisions que les coupes forestières avaient un impact négatif plus grand que les feux de forêts auxquels le caribou est adapté. Nous disposons de données télémétriques GPS de 24 caribous suivis entre 2005 et 2012 dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean. Nous avons utilisé des fonctions de sélection des ressources pour mettre en évidence la sélection ou l'évitement des coupes et des feux par le caribou. Nous avons également utilisé des régressions linéaires mixtes mettant en relation le taux de mouvements et la taille des domaines vitaux avec les coupes et les feux présents dans l'environnement. Les différentes analyses ont démontré des différences dans la sélection d'habitat et l'utilisation de l'espace du caribou entre les coupes et les

feux. Les coupes avaient généralement des impacts négatifs plus importants que les feux. De plus, la densité de chemins forestiers associés aux coupes avait un fort impact négatif sur le comportement du caribou. Cette étude soulève certaines questions quant à l'implantation de l'aménagement écosystémique et à son efficacité en regard de la conservation des espèces en péril comme le caribou forestier.

J'ai rédigé cet article, intitulé « *Réponses comportementales contrastées du caribou forestier aux feux et aux coupes : implications pour l'aménagement écosystémique dans l'est du Canada* », en collaboration avec mon directeur de recherche Martin-Hugues St-Laurent et mon codirecteur Dominique Arseneault, tous deux professeurs à l'Université du Québec à Rimouski. Il sera sous peu traduit en anglais et soumis à la revue *Forest Ecology and Management*. En tant que premier auteur, j'ai réalisé l'ensemble des analyses géomatiques et statistiques. Les professeurs St-Laurent et Arseneault ont fourni l'idée originale et ont contribué à la rédaction de ce manuscrit ainsi qu'au financement du projet.

1.2 RÉPONSES COMPORTEMENTALES CONTRASTÉES DU CARIBOU FORESTIER AUX FEUX ET AUX COUPES : IMPLICATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE DANS L'EST DU CANADA

1. Introduction

Plusieurs paysages forestiers naturels sont dynamisés par des perturbations récurrentes, telles que les épidémies d'insectes, les chablis et les feux (Barnes et al. 1998; De Blois et al. 2001; Turner et al. 2001), qui génèrent des patrons de végétation spatialement et temporellement hétérogènes (Gauthier et al. 1996; Johnson et al. 1998; Kulakowski et Veblen 2007). Avant son exploitation industrielle, la forêt boréale d'Amérique du Nord était une mosaïque de peuplements d'âge, de structure et de composition variables, issus principalement des incendies forestiers (Johnson, 1992; Payette, 1992). Ces paysages se caractérisaient par une plus grande abondance de vieilles forêts que sous le régime actuel de coupes extensives, puisque l'agencement naturel des feux permettait à plusieurs portions de paysages d'échapper aux feux et d'évoluer vers des forêts âgées, de structure inéquienne et irrégulière (Bergeron et Dansereau 1993; Fenton et al. 2009; Kuuluvainen et Grenfell 2012).

Les perturbations anthropiques sont toutefois devenues plus importantes dans le dynamisme des écosystèmes depuis quelques décennies, (Foley et al. 2005; Ellis 2011) et l'exploitation forestière fait aujourd'hui partie intégrante de la dynamique de la forêt boréale commerciale (Boucher et al. 2009; Turner 2010). Dans plusieurs régions de l'hémisphère nord, les coupes forestières couvrent maintenant des surfaces plus importantes que les feux (Brumelis et Carleton 1989; Hart et Chen 2006) et le contraste entre les paysages aménagés et les paysages naturels n'a cessé de s'amplifier depuis le

début du XIX^e siècle (Gauthier et al. 2008). La variabilité en âge, en structure et en composition des peuplements forestiers issus des régimes de feux naturels est toutefois mal reproduite par les régimes de coupes (Kimmins 2004), principalement parce que la révolution forestière est trop courte pour permettre le vieillissement d'une proportion suffisante de forêts (Cyr et al. 2009). L'aménagement écosystémique est l'approche proposée pour concilier les enjeux économiques et écologiques dans les territoires aménagés (Szaro et al. 1998; Slocombe 1998; Fenton et al. 2009). De nombreuses études soulignent l'importance de maintenir la biodiversité dans les paysages aménagés (Johnson et al. 1996; Chapin et al. 1997; Schwartz et al. 2000), de même que le rôle des perturbations naturelles comme agent structurant de la biodiversité (Barnes et al. 1998; Turner et al. 2001). L'objectif principal de l'aménagement écosystémique est donc d'émuler les perturbations naturelles (Kuuluvainen et Grenfell 2012) notamment en ajustant les stratégies sylvicoles à la plage de variabilité de ces perturbations en termes de fréquence, de sévérité et de distribution spatiale (Haeussler et Kneeshaw 2003). Cette approche repose sur l'hypothèse que les espèces sont résilientes et mieux adaptées aux perturbations naturelles qu'aux perturbations anthropiques de manière à persister dans les paysages (Attiwill 1994; Angelstam 1998; Drever et al. 2006). L'aménagement écosystémique devrait donc atténuer les impacts de l'aménagement forestier sur la biodiversité et la productivité des biotopes.

Le caribou forestier, un écotype de la sous-espèce du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou* ; aussi appelé populations boréales du caribou des bois), est désigné comme une espèce menacée au Canada (Environnement Canada 2014) et sa conservation représente un enjeu écologique important de la saine gestion de la forêt boréale en

Amérique du Nord. Depuis quelques décennies, l'aire de répartition du caribou ne cesse de régresser vers le nord en raison notamment des impacts de l'exploitation forestière sur son habitat (Festa-Bianchet et al. 2011; Leblond et al. 2014). Souvent associé aux vieilles forêts (Courtois et al. 2007), le caribou est affecté par l'aménagement forestier qui entraîne un rajeunissement, un changement de composition et un changement de structure des paysages forestiers (Carleton et McLellan 1994; Hins et al. 2009; Lesmerises et al. 2013). Ces modifications profitent à l'ours noir (*Ursus americanus*) (Brodeur et al. 2008), un important prédateur des faons du caribou (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2014), ainsi qu'à l'orignal (*Alces americanus*) (Peters et al. 2013), favorisant ainsi une augmentation d'abondance du loup gris (*Canis lupus*) (Seip 1992; Messier 1994; Serrouya et al. 2011). Il en résulte une plus grande pression de prédation sur le caribou (Messier 1994; Courbin et al. 2014), une situation particulièrement fréquente près des parterres de coupes (Losier et al. 2015). De plus, la création de chemins par l'exploitation forestière facilite les déplacements des prédateurs (Latham et al. 2011; Lesmerises et al. 2012) et augmente leur probabilité de rencontre avec le caribou (Whittington et al. 2011).

Les réponses comportementales de différentes sous-espèces du caribou aux feux de forêts ont également été documentées en Amérique du Nord, principalement en lien avec leurs impacts sur les lichens terricoles (Schaefer et Pruitt 1991; Joly et al. 2003; Jandt et al. 2008). Les feux sont reconnus pour altérer les patrons de migration des caribous (Payette et al. 2004), leurs aires de répartition hivernale (Joly et al. 2010; Gustine et al. 2014) et les interactions prédateur-proie (Joly et al. 2012). Notons que les feux détruisent les tapis de lichens terricoles (Morneau et Payette 1989; Boudreault et al. 2002) et diminuent pendant quelques décennies la disponibilité de ces ressources

alimentaires si importantes en hiver (Klein 1982; Rupp et al. 2006), créant des habitats localement peu propices au caribou (Arseneault et al. 1997; Barrier et Johnson 2012).

La première étape du processus d'aménagement écosystémique consiste à établir les principales différences entre les écosystèmes naturels et aménagés (Gauthier et al. 2008). Malgré les nombreuses démonstrations des impacts des coupes (*p. ex.* : Faille et al. 2010; Dussault et al. 2012; Beauchesne et al. 2013; Leclerc et al. 2014) et des feux sur le caribou (Joly et al. 2003; Dalerum et al. 2007), aucune étude n'a comparé les impacts respectifs de ces deux perturbations sur l'écologie spatiale du caribou forestier. Or, le caribou forestier est une espèce sensible aux perturbations (Festa-Bianchet et al. 2011; Courbin et al. 2014), importante pour l'accès à la certification commerciale (Dzus et al. 2010) et peut être considéré comme une espèce parapluie des forêts nordiques (Roberge et Angelstam 2004). Le caribou représente donc un sujet d'étude incontournable pour tester si les feux et les coupes offrent des conditions d'habitat similaires.

L'objectif principal de cette étude était donc de comparer les impacts des coupes forestières et des feux sur le comportement d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat du caribou forestier. L'utilisation de l'espace peut se définir comme la manière par laquelle un animal utilise les différentes composantes de son habitat (Hall et al. 1997), tandis que la sélection d'habitat s'apparente à une utilisation disproportionnée des différentes ressources par rapport à leur disponibilité dans l'environnement (Johnson 1980). Nous émettons l'hypothèse (H1) que l'utilisation de l'espace (taille des domaines vitaux et taux de mouvement) varie selon l'origine (coupe ou feu) et la quantité des perturbations dans le domaine vital du caribou. Considérant que le caribou a davantage évolué dans des régimes de perturbations dominés par les feux que par les coupes, et qu'il

est reconnu que les coupes ont un impact négatif sur l'espèce, nous prévoyons (P1) une relation positive entre la superficie du domaine vital et son degré de perturbations avec une plus grande contribution des coupes que des feux. Nous nous sommes attendu à ce que cette réponse soit non linéaire, la superficie du domaine vital étant reconnue pour augmenter jusqu'à un seuil de perturbation au-delà duquel elle décroît (Beauchesne et al. 2014). Nous prévoyons également (P2) une augmentation du taux de mouvements des caribous dans les habitats perturbés (coupes ou feux), avec un plus grand impact des coupes. La sélection d'habitat étant un processus de compromis hiérarchique que fait un animal en réponse à divers facteurs limitants opérant à différentes échelles (Rettie et Messier 2000; Dussault et al. 2005; Mayor et al. 2009), nous l'avons évalué aux échelles de l'aire d'étude et du domaine vital. Nous avons posé l'hypothèse (H2) que la probabilité d'occurrence du caribou dans les habitats perturbés diffère selon l'origine de la perturbation. Plus spécifiquement, nous prévoyons (P3) que le caribou évite davantage les coupes que les feux de même que les peuplements entourés d'une plus forte proportion de coupes que de feux.

2. Aire d'étude

L'aire d'étude couvre approximativement 29 000 km² dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean, entre 49°12'N et 51°46'N et entre 70°29'O et 72°55'O. Cette région chevauche deux domaines bioclimatiques, soit le domaine de la pessière à mousses au nord et celui de la sapinière à bouleau blanc au sud, bien que la pessière à mousses couvre la grande majorité de l'aire d'étude. Les températures annuelles moyennes oscillent entre -2,5°C et 0,0°C alors que les précipitations moyennes annuelles varient entre 1000 et 1300 mm, dont 30 à 35% sous forme de neige (Robitaille et Saucier

1998). Le paysage forestier du domaine de la pessière à mousses est composé de forêts matures ouvertes dominées par l'épinette noire (*Picea mariana*) et dans une moindre mesure par le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le pin gris (*Pinus banksiana*), tandis que le domaine de la sapinière à bouleau blanc se compose d'épinette noire, de sapin baumier, de bouleau blanc (*Betula papyrifera*), de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et de pin gris. Les feux de forêts représentent la perturbation naturelle la plus répandue dans le domaine de la pessière à mousses, tandis que dans la sapinière à bouleau blanc, ce sont les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) la principale perturbation naturelle. Dans l'aire d'étude, le cycle de feux varie de 150 à 300 ans dans la sapinière à bouleau blanc et de 150 à 500 ans dans la pessière à mousse (MFFP 2011). L'aire d'étude est sous aménagement forestier depuis le milieu du XX^e siècle, mais les feux de forêt demeurent la principale perturbation (10% en coupes vs 11% de feux) sur le territoire de l'aire d'étude (Figure 1). La superficie des agglomérations de coupes est en moyenne de 0,53 km² (coupe 0-5 ans : 0,20 ± 0,51 km²; coupe 6-20 ans : 0,41 ± 1,44 km²; coupe 20-40 ans : 0,99 ± 7,32 km²), tandis que celle des feux, beaucoup plus variable, est de 0,94 km² (feu 0-5 ans : 0,89 ± 6,69 km²; feu 6-20 ans : 0,64 ± 7,13 km²; feu 20-40 ans : 1,29 ± 21,50 km²) (voir Figure 1 pour la répartition spatiale des feux et des coupes). L'orignal, le caribou, le loup gris et l'ours noir sont les principaux grands mammifères.

3. Méthodes

3.1. Collecte des données

Entre 2005 et 2012, 24 caribous femelles ont été capturées au lance filet à partir d'un hélicoptère et munies d'un collier GPS (Lotek 2200L ou 3300L, Telonics TGW-

3600). Toutes les manipulations ont été approuvées par le Comité de Protection des Animaux de l'Université du Québec à Rimouski (ci-après UQAR) (certificat # 36-08-67). Les captures ont été conduites en hiver par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (ci-après MFFP) sur des terres publiques. Les colliers ont été programmés pour enregistrer des localisations à toutes les 1, 2, 3, 4 ou 6 heures. Les individus étaient recapturés périodiquement pour télécharger les données, changer les batteries ou retirer le collier. Les colliers étaient également récupérés lorsque dysfonctionnels ou suite à la mort de l'animal.

Nous avons défini cinq périodes du cycle vital annuel du caribou, basées sur les variations saisonnières de son comportement, les stades reproductifs et les conditions environnementales, entre lesquelles la sélection de ressources et les patrons de déplacements sont susceptibles de changer (Hins et al. 2009): printemps (15 avril - 4 mai), mise bas (15 mai - 14 juin), été (15 juin - 14 septembre), rut (15 septembre - 14 novembre) et hiver (15 novembre - 14 avril). Les analyses subséquentes ont été réalisées pour chacune de ces cinq périodes.

3.2. Analyses géomatiques et statistiques

Notre objectif principal étant de caractériser le comportement du caribou dans des paysages perturbés, nous avons considéré dans nos analyses des catégories d'habitat susceptibles d'influencer le comportement de l'espèce. Nous avons utilisé des cartes écoforestières (échelle 1 : 20 000) du MFFP mises à jour annuellement (de 2005 à 2012) afin de prendre en compte la progression des nouvelles aires coupées ou brûlées. La résolution des cartes écoforestières est de 4 hectares pour les peuplements forestiers et de

2 hectares pour les peuplements non forestiers (p. ex. : plans d'eau) et les coupes. Les attributs anthropiques comprennent également des chemins forestiers. Nous avons créé six catégories d'habitat par croisement de l'origine (coupe ou feu) et de l'âge (0-5 ans, 6-20 ans et 20-40 ans) des perturbations. Des catégories additionnelles (e.g. résineux matures, mixtes-feuillus, dénudés secs et humides) ont été considérées en regard des besoins du caribou ou des attributs intrinsèques au peuplement (Tableau 1) (Leblond et al. 2011; Leclerc et al. 2012). Nous avons utilisé un modèle numérique d'altitude (résolution de 100 x 100 m) afin d'estimer la pente et l'altitude, reconnues pour influencer la sélection d'habitat et l'utilisation de l'espace par le caribou (Pinard et al. 2012; Leclerc et al. 2012).

3.2.1. Utilisation de l'espace

Pour caractériser l'impact des feux et des coupes sur les patrons d'utilisation de l'espace par le caribou, nous avons utilisé la taille du domaine vital individuel et le taux de mouvement comme variables-réponses. Les domaines vitaux ont été délimités pour chaque individu et pour chaque période en utilisant la méthode du plus petit polygone convexe (ci-après MCP). Cette méthode a été préférée à celle de Kernel car elle offre des estimés de superficie plus précis et non biaisés avec un nombre important de localisations (Downs et Horner 2008) et lorsque les animaux démontrent un comportement de fidélité au site (Hemson et al. 2005), tel qu'observé chez les femelles caribous de notre aire d'étude (Faille et al. 2010). Par contre, puisque les MCP peuvent surestimer la taille des domaines vitaux en incluant des habitats inutilisés et des excursions extraterritoriales (Grueter et al. 2009), nous avons utilisé des MCP 95%. Seuls les individus pour lesquels le MCP comprenait au moins une coupe ou un feu et un minimum de 100 localisations

ont été utilisés afin d'obtenir des estimés robustes (Girard et al. 2002). Le nombre moyen de localisations utilisé pour l'estimation des domaines vitaux saisonniers était de $459,28 \pm 342,03$ (écart-type), mais différait selon les périodes analysées. La proportion des différentes catégories d'habitat (%) et la densité de chemins forestiers (km/km^2) ont été calculées à l'intérieur des domaines vitaux saisonniers. Nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés mixtes afin d'expliquer la variation de la taille des domaines vitaux saisonniers en fonction des proportions d'habitats et des densités de chemins que contenaient ces domaines vitaux. Pour tester nos prédictions, plusieurs modèles candidats ont été développés et classés selon le critère d'information d'Akaike corrigé pour petits échantillons (ci-après AICc) (Tableau 2). Nos prévisions de départ et une prévisualisation des données nous suggéraient des relations non linéaires entre la taille du domaine vital et certaines perturbations anthropiques ou naturelles, tel que suggéré également par Beauchesne et al. (2014). Nous avons donc inclus dans certains modèles candidats des termes quadratiques pour la densité de chemins forestiers, la proportion de coupes et de feux de 0-5 ans, 6-20 ans et 20-40 ans. L'ajustement des modèles a été calculé à l'aide du R^2 ajusté.

Les taux de mouvements des caribous ont été calculés en divisant la distance parcourue entre deux localisations, considérée rectiligne, par l'intervalle de temps les séparant (Dussault et al. 2007). L'intervalle de temps (dt) n'étant pas constant, nous avons inclus cette variable dans nos analyses afin de contrôler son effet. Seuls les trajets interceptant au moins une coupe ou un feu ont été conservés. L'information relative aux habitats (catégorie d'habitat) a été extraite sous les trajets et nous avons calculé les proportions de coupes et de feux, et la densité de chemins forestiers contenues dans des

zones tampons de différents rayons (500, 750, 1000, 1250, 1500, 1750, 2000 m) autour des trajets afin de contextualiser l'environnement dans lequel les caribous se déplacent (Leblond et al. 2011). La taille de la zone tampon la plus appropriée que nous utilisons dans les analyses subséquentes, tant pour les proportions d'habitat que pour la densité de chemins forestiers, a été sélectionnée à l'aide de l'AICc pour chaque période suivant l'approche développée par Leblond et al. (2011) (Annexe 1). Les modèles candidats ont été élaborés en lien avec nos prévisions (Tableau 2), classés selon l'AICc, et leur ajustement évalué à l'aide du R^2 ajusté (Tableau 3). Une transformation logarithmique a été appliquée sur la taille des domaines vitaux et sur le taux de mouvement afin de rendre les données normales.

3.2.2. Sélection d'habitat

À l'échelle de l'aire d'étude, les proportions d'habitats contenues dans les domaines vitaux annuels, circonscrits à l'aide de MCP 95%, ont été comparées à leur disponibilité respective. Ainsi, pour chaque domaine vital observé, dix domaines vitaux de même taille et de même forme ont été distribués aléatoirement dans l'aire d'étude par translation et rotation (Massé et Côté 2012). Nous avons utilisé une régression logistique mettant en relation une variable dépendante binaire (domaine vital aléatoire ou réel) avec les différents types d'habitats comme variables explicatives, et testé quatre modèles candidats (Tableau 2). Le modèle candidat le plus parcimonieux a été retenu selon l'AICc et sa performance évaluée au moyen de l'aire sous la courbe (AUC) (Hosmer et Lemeshow 2000).

À l'échelle du domaine vital saisonnier, l'information relative aux peuplements forestiers (catégorie d'habitat) a été extraite sous les localisations réelles afin de

déterminer l'utilisation des différents habitats par le caribou. La disponibilité de ces habitats a été évaluée à l'aide d'un nombre équivalent de localisations distribuées aléatoirement dans des MCP100%, permettant de maximiser le contraste entre l'utilisation des habitats et leur disponibilité et ainsi mettre en lumière les différents patrons de sélection d'habitat (Leclerc et al. 2012). Nous avons inclus dans les analyses les proportions de coupes, de feux et la densité de chemins forestiers contenus dans une zone tampon autour des localisations (Annexe 1). Nous avons utilisé des fonctions de sélection des ressources (Boyce et al. 2002; Manly et al. 2002) mettant en relation une variable dépendante binaire (localisation réelle ou aléatoire) avec plusieurs variables indépendantes, soit les types d'habitats, les variables topographiques et la densité de chemins forestiers. L'utilisation des habitats a été comparée à leur disponibilité en regard d'une catégorie de référence (i.e. pour laquelle l'utilisation est équivalente à sa disponibilité, ici « résineux matures »). Quatre modèles candidats ont été créés en regard de nos hypothèses (Tableau 2), le plus parcimonieux a été choisi selon l'AICc et sa performance évaluée au moyen d'une validation croisée (*k-fold cross-validation*, Boyce et al. 2002).

Nous nous sommes assurés de l'absence de multicolinéarité dans nos analyses (facteur d'inflation de la variance $VIF < 10$; Graham 2003). Cependant, certaines variables n'ont pu être considérées parce qu'elles étaient sous-représentées. Pour l'ensemble de nos analyses d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat et lorsque les conditions d'application nous le permettaient, nous avons inclus la latitude dans nos modèles afin de pallier à la structure spatiale créée par un gradient de perturbations anthropiques du nord au sud (suivant Beauchesne et al. 2014). Nous avons également

inclus l'individu et l'année en facteur aléatoire dans nos analyses de sélection d'habitat et d'utilisation de l'espace de manière à tenir compte les problèmes de pseudo-réplication (Gillies et al. 2006).

4. Résultats

4.1. Utilisation de l'espace

4.1.1. Taille des domaines vitaux

Nous avons estimé la taille des domaines vitaux de 24 femelles caribous suivies de 2005 à 2012; les analyses finales comportaient donc un total de 57 domaines vitaux au printemps, 42 pour la mise bas, 46 à l'été, 49 pendant le rut et 64 en hiver. La taille des domaines vitaux était de $296,07 \pm 426,94 \text{ km}^2$ (moyenne \pm écart-type), mais variait entre les périodes: printemps: $324,78 \pm 319,77 \text{ km}^2$; mise bas: $126,69 \pm 204,96 \text{ km}^2$; été: $247,19 \pm 237,14 \text{ km}^2$; rut: $237,97 \pm 269,04 \text{ km}^2$; hiver: $461,28 \pm 691,43 \text{ km}^2$.

Pour les périodes de printemps, été, rut et hiver, le modèle le plus parcimonieux expliquant la variation de la taille des domaines vitaux était le modèle quadratique « Perturbation* » comportant les variables d'habitat de coupes et de feux. Pour la période de mise bas, le meilleur modèle était le modèle « Complet* » comportant des variables d'habitat de coupes et de feux, ainsi que les densités de routes. Nous n'avons pas fait de modèle moyen avec le modèle concurrent « perturbation* », puisque ce dernier incluait les mêmes variables que le modèle « complet* ». L'ajustement du meilleur modèle (R^2 -ajusté) variait entre les périodes de 0,16 au printemps et la mise bas, à 0,62 à l'hiver (Tableau 3).

Lorsque les feux ou les coupes influençaient la taille du domaine vital, ils en augmentaient la taille (Tableau 4), suggérant que l'ajout de ces perturbations dans l'habitat du caribou engendre une augmentation des déplacements. Les coupes de 0 à 5 ans n'avaient pas d'effet sur la taille du domaine vital hivernal contrairement aux feux de 0-5 ans. Les coupes de 6-20 ans augmentaient la taille du domaine vital pendant le rut et l'hiver, tout comme les feux de 6 à 20 ans en été et en hiver. Les coupes de 20 à 40 ans n'avaient aucun effet sur la taille du domaine vital en hiver, tout comme les feux de 20-40 ans pour l'ensemble des périodes (Tableau 4).

Certaines relations quadratiques ont été observées tant pour l'effet des coupes que des feux sur la taille des domaines vitaux, pour certaines des périodes considérées (Tableau 4). Ces relations suggèrent qu'au-delà d'une certaine quantité de perturbations et après une expansion du domaine vital, les caribous contractaient leur domaine vital, une observation applicable aux feux de 0-5 ans en hiver et de 6-20 ans en été, et aux coupes de 6-20 ans au rut et en hiver.

4.1.2. Taux de mouvements

Nous avons analysé les taux de mouvements de 24 femelles caribous, dont la vitesse moyenne était de $246,96 \pm 515,94$ m/h. Le modèle le plus parcimonieux pour l'ensemble des périodes était le modèle « Habitat complet », composé des habitats sous le trajet (coupes, feux, dénudés secs et humides et résineux matures) et de la densité de chemins contenus dans une zone tampon (Tableau 3). L'ajustement du meilleur modèle (R^2 -ajusté) variait de 0,29 au printemps et pendant le rut à 0,52 pendant l'été (Tableau 3).

Le taux de mouvement des caribous variait selon le type d'habitat rencontré et les périodes, étant moindre lorsque la proportion de coupes 0-5 ans était élevée au printemps, à l'été et à l'hiver. Cette tendance a également été observée pendant toutes les périodes dans des coupes de 6-20 ans et à l'hiver dans des coupes de 20-40 ans (Tableau 5). Les taux de mouvement diminuaient le long des trajets lorsque la proportion de feux de tous âges augmentait et ce, pour l'ensemble des périodes (Tableau 5). Le taux de mouvement des caribous au printemps, à l'été et pendant le rut augmentait dans les habitats où la densité de chemins forestiers était importante, tandis qu'il diminuait dans ces habitats pendant la période de mise bas (Tableau 5).

4.2. Sélection d'habitat

La sélection d'habitat de 24 femelles caribous a été analysée à l'échelle de l'aire d'étude et du domaine vital. L'analyse à l'échelle de l'aire d'étude s'appuyait sur 72 domaines vitaux annuels, et le modèle le plus parcimonieux était le modèle « Complet », incluant les trois classes d'âge de coupes et de feux, les dénudés secs, les résineux matures et la latitude. Nous n'avons pas fait de modèle moyen avec le modèle concurrent « coupe » pour éviter la redondance des variables. L'ajustement du modèle ($AUC = 0,77$) suggérait que le modèle s'ajustait plutôt bien aux données (Hosmer et Lemeshow 2000) (Tableau 3). Les caribous évitaient à l'échelle de l'aire d'étude les trois classes d'âge de coupes, les feux 0-5 ans et les dénudés secs (Tableau 6).

Pour l'analyse de sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital, nous avons obtenu entre 2005 et 2012 en moyenne 478 localisations annuellement par individu pour le printemps (minimum de 150 à maximum de 899), 452 pour la mise bas (181 à 726), 1377 pour l'été (517 à 2486), 962 pour le rut (258 à 1683) et 2222 pour l'hiver (153 à

4234). Bien que le temps passé dans les perturbations était généralement faible (voir Annexe 2 pour plus de détails), les caribous passaient sensiblement plus de temps dans les feux que dans les coupes. Le modèle le plus parcimonieux était le modèle « Complet » pour l'ensemble des périodes, incluant les habitats et les proportions de coupes et de feux, ainsi que la densité de chemins forestiers dans un rayon prédéterminé autour de la localisation (Tableau 3). Les coefficients de corrélation de Spearman élevés, calculés entre les valeurs prédites et observées, suggéraient de bons modèles prédictifs (Boyce et al. 2002).

Au printemps les caribous sélectionnaient les coupes de 6-20 ans et les feux de 20-40 ans en plus de sélectionner les habitats entourés de feux de 6-20 ans (Tableau 6). Pendant la période de mise bas, les caribous ne semblaient pas sélectionner ou éviter une catégorie de coupes ou de feux en particulier. Cependant, ils évitaient les habitats entourés de coupes de 0-5 ans et sélectionnaient ceux entourés de coupes de 20-40 ans, quels qu'ils soient (Tableau 6). Pendant l'été, la probabilité d'occurrence des caribous déclinait dans les habitats entourés de coupes de 0-5 ans, de coupes de 6-20 ans et de feux de 0-5 ans (Tableau 6). Au cours du rut, les feux de 0-5 ans étaient évités, de même que les habitats entourés de coupes de 0-5 et de feux de 0-5 ans (Tableau 6). Pendant l'hiver les coupes de 6-20 ans étaient sélectionnées tandis que les coupes de 20-40 ans et les feux de 0-5 ans étaient évités. Les caribous évitaient également les habitats entourés de coupes de 6-20 ou de feux de 0-5 ans. Pendant toutes les périodes, la probabilité d'occurrence des caribous diminuait dans les habitats où la densité de chemins forestiers était élevée (Tableau 6).

5. Discussion

Nous avons documenté l'utilisation de l'espace et la sélection d'habitat du caribou forestier dans des paysages comprenant des feux et des coupes et mis en évidence certaines réponses comportementales différentes entre ces deux types de perturbations. Conformément à nos prévisions, les coupes avaient un impact négatif plus important sur le comportement du caribou que les feux. De nombreux facteurs pourraient expliquer la variabilité de réponses obtenues, comme les différences entre les habitats issus de coupe ou de feu (McRae et al. 2001; Taylor et al. 2013; Fourrier et al. 2013), les facteurs limitant impactant le caribou (Rettie et Messier 2000; Gustine et al. 2006), ses besoins changeants tout au long de son cycle vital (Courtois et al. 2003) ou encore les échelles spatiale et temporelle considérées (Rettie et Messier 2000; Mayor et al. 2009).

5.1. Utilisation de l'espace

Globalement, les caribous répondaient à l'augmentation des feux et des coupes de 0 à 20 ans par l'expansion de leur domaine vital, puis la contraction de ce dernier au-delà d'une certaine quantité de perturbations. La réduction d'habitats de qualité après une coupe ou un feu peut entraîner une expansion du domaine vital afin de maintenir une superficie suffisante d'habitat favorable (McLoughlin et Ferguson 2000; Faille et al. 2010; Beauchesne et al. 2014). Néanmoins, au-delà d'une certaine quantité de perturbations, les caribous ne semblaient plus en mesure d'éviter les coupes ou les feux en augmentant la taille de leur domaines vitaux et tendaient plutôt à le contracter, possiblement pour limiter les impacts des habitats peu favorables (Beauchesne et al. 2014). Bien que le patron de réponses aux feux et aux coupes soit similaire, nos résultats

montrent que ces réponses variaient selon les périodes du cycle vital, et selon l'origine et l'âge des perturbations, suggérant que les coupes et les feux de mêmes âges avaient des effets différents sur le comportement du caribou. En effet, seules les coupes 6-20 ans impactait le caribou pendant le rut et l'hiver tandis que les feux de même âge avaient des impacts en été. Les feux 0-5 ans induisaient une augmentation des déplacements à l'hiver seulement, mais les coupes de même âge n'avaient pas de tel impact. Il est plausible que ces différences de réponses aux deux perturbations originent de différences dans la composition de la régénération forestière issue des coupes ou des feux (McRae et al. 2001; Taylor et al. 2013; Fourrier et al. 2013). En effet, la régénération dans les coupes dans les premières années suivant la perturbation est majoritairement composée d'essences feuillues et de sapin baumier (Carleton et McLellan 1994; Hins et al. 2009; Lesmerises et al. 2013), favorables aux proies alternatives (original et cerf) (Potvin et al. 2005), puisque les pratiques visent la protection de la régénération préétablie et des sols. En comparaison, les feux favorisent les espèces à cônes sérotineux comme le pin gris ou celles dont le système racinaire survit aux incendies et drageonne comme le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble (voir Harvey et Bergeron 1989; Frelich et Reich 1995; DeGrandpré et al. 2000; Rees et Juday 2002; Bouchard et Pothier 2011).

5.2. Sélection d'habitat à l'échelle de l'aire d'étude

La sélection d'habitat renvoie aux choix que fait un animal selon différents facteurs limitants rencontrés dans son environnement (Rettie et Messier 2000; Dussault et al. 2005) et il a été démontré qu'à grande échelle, les comportements du caribou seraient principalement conditionnés par le risque de prédation (Gustine et al. 2006; Leclerc et al. 2012; Boan et al. 2014). Nos résultats montrent que le caribou évitait d'inclure à l'échelle

de l'aire d'étude les feux de 0-5 ans dans son domaine vital annuel, de même que les trois classes d'âge de coupes. Dans le cas des coupes, il est plausible que cet évitement soit relié au risque de prédation plus élevé dans ces habitats. Il est en effet reconnu que ces habitats offrent une régénération très profitable à des proies alternatives comme l'orignal (Johnson et al. 1995; Newbury et Simon 2005; Potvin et al. 2005), qui s'accompagne d'une augmentation d'abondance du loup et conséquemment d'un risque de prédation accru dans les parterres de coupes (Courbin et al. 2014; Losier et al. 2015). Ce constat est appuyé par de nombreuses études soulignant que le caribou évite les aires de coupes (*p.ex.* Schaefer et Mahoney 2007; Courtois et al. 2007; Courbin et al. 2009) dans le but de se ségréger spatialement des prédateurs et des proies alternatives (Rettie et Messier 2001; James et al. 2004; Peters et al. 2013). Bien que les feux récents (< 5 ans) offrent une régénération au sol et une disponibilité de petits fruits moins intéressantes que les coupes de mêmes âges (Boan et al. 2011), les feux sont tout de même utilisés par l'orignal et l'ours noir (voir Fisher et Wilkinson 2005). Nos résultats suggèrent que le caribou peut percevoir les perturbations récentes (< 5 ans) comme des habitats similaires à grande échelle, bien qu'au-delà de 5 ans, les feux semblaient ne plus avoir d'impacts négatifs notables sur la sélection d'habitat. Au contraire, les coupes, de par leur régénération reconnue comme très favorable à l'orignal et aux prédateurs (Peters et al. 2013), étaient évitées jusqu'à 40 ans.

5.3. Sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital

Malgré un évitement des trois classes d'âge de coupes et des feux de 0-5 ans lors de l'établissement de son domaine vital annuel, nos résultats montrent que le caribou ajuste son comportement à plus fine échelle face à ces habitats. Nous observons à la fois

des similitudes et des divergences de réponses du caribou face aux feux et aux coupes selon les périodes étudiées. En effet, les coupes de 6-20 ans et les feux de 20-40 ans étaient sélectionnés au printemps par les individus, une période critique où la condition corporelle du caribou est faible (Parker et al. 2009; Thompson et Barboza 2013). D'autres études ont montré que le caribou utilisait occasionnellement certains parterres de coupe (Rettie et al. 1997; Hins et al. 2009; Beauchesne et al. 2013) ou de feu (Schaefer et Pruitt 1991; Saperstein 1996; Joly et al. 2003), ce que nous croyons être en lien avec la disponibilité élevée de nourriture dans ces sites (*p. ex.*: graminées et autres plantes vasculaires en régénération), particulièrement après la fonte des neiges (Pomeroy et al. 1998; Post et Stenseth 1999). La fonte de la neige est souvent plus hâtive dans les coupes et les feux qu'en forêt mature, et les caribous peuvent y retrouver des ressources alimentaires riches en protéines (Rettie et al. 1997; Joly et al. 2003). De telles ressources sont importantes au printemps pour la fin de la gestation et l'allaitement des jeunes (Chan-McLoed et al. 1994; Barboza et Parker 2008; Taillon et al. 2013) notamment en raison d'une carence potentielle dans leur diète hivernale (Post et al. 2003; Parker et al. 2005). L'évitement des coupes de 20-40 ans et des feux de 0-5 ans aux deux échelles d'analyse de notre étude laisse supposer qu'avec le temps les coupes sont délaissées par le caribou, tandis que les feux sont de plus en plus sélectionnés. Cette différence est probablement due à une combinaison de deux facteurs, soit des changements dans la composition alimentaire des habitats à mesure qu'ils vieillissent (Schaefer et Pruitt 1991; Rettie et Messier 2000; Joly et al. 2003) et un risque de prédation croissant dans les coupes (James et al. 2004). En effet, la disponibilité alimentaire est reconnue pour augmenter au fur et à mesure que la régénération se développe dans les coupes, ce qui

s'accompagne d'une augmentation du risque de prédation lié à l'utilisation importante de l'habitat par les proies alternatives comme l'original (Johnson et al. 1995; Potvin et al. 2005) et les prédateurs comme les loups et les ours (Seip 1992; Messier 1994; Serrouya et al. 2011). Les feux pour leur part sont reconnus pour éliminer les tapis de lichens (Morneau et Payette 1989; Boudreault et al. 2002) et vont donc créer des habitats localement peu favorables à court terme pour le caribou (Arseneault et al. 1997; Barrier et Johnson 2012), particulièrement en hiver (Rupp et al. 2006). Cependant, ils vont devenir plus propices en vieillissant à mesure que la régénération se développe (Thomas et Kiliaan 1998; Jandt et al. 2008), régénération qui cependant diffère de celle après coupe (McRae et al. 2001; Taylor et al. 2013).

Notre étude montre en plus l'influence des habitats environnants sur le comportement du caribou (voir Leblond et al. 2011; Lesmerises et al. 2013 pour un exemple). En effet, nous avons observé que le caribou évitait les habitats entourés d'une forte proportion de coupes de 0-5 ans, de coupes de 6-20 ans et de feux de 0-5 ans. Ces résultats suggèrent que les coupes ont plus d'impacts que les feux, et pendant plus longtemps, sur la sélection d'habitat du caribou, et que leurs effets sont ressentis par le caribou à plus d'une échelle spatiale.

La mise bas et l'été étaient deux périodes où le caribou passait très peu de temps dans les perturbations. Cette baisse de fréquentation peut s'expliquer par l'utilisation d'habitats sécuritaires par le caribou pendant la période où les faons sont le plus vulnérables à la prédation (Leclerc et al. 2012). Les trois classes d'âge de feux étaient beaucoup plus utilisées par le caribou que les coupes dans notre aire d'étude et ce, malgré une disponibilité quasi équivalente des deux types de perturbations. De surcroît, les

habitats après feux étaient de plus en plus utilisés à mesure qu'ils vieillissent pour toutes les périodes, en contraste avec les coupes de 20-40 ans qui étaient rarement utilisées par le caribou. Cette dichotomie peut s'expliquer, entre autre, par le recouvrement des lichens terricoles qui augmente progressivement après une vingtaine d'années dans les sites incendiés (Viereck et Schandelmeir 1980; Thomas et Kiliaan 1998; Jandt et al. 2008).

5.4. L'impact des chemins forestiers

Nous n'avons pu considérer les chemins forestiers dans l'analyse de sélection d'habitat à l'échelle de l'aire d'étude et dans l'analyse des facteurs contribuant aux fluctuations de la taille des domaines vitaux pour certaines périodes, puisqu'ils étaient trop corrélés avec les coupes. Néanmoins, leurs effets pourraient potentiellement exacerber l'évitement des coupes ou les fluctuations de taille du domaine vital, puisque ces structures sont reconnues pour avoir de profonds impacts sur le caribou dans la mesure où elles facilitent les déplacements des prédateurs et augmentent leurs probabilités de rencontre avec le caribou (voir Courbin et al. 2009; Whittington et al. 2011; Latham et al. 2011; Leblond et al. 2013; Beauchesne et al. 2014). Les analyses de sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital indiquent d'ailleurs un évitement systématique des chemins forestiers pendant toutes les périodes. De plus, le taux de mouvements des caribous augmentaient à proximité des chemins forestiers, excepté pendant la mise bas, où ils diminuaient. Réduire les déplacements pendant la période de mise bas peut être une meilleure stratégie anti-prédatrice qui limite les probabilités de rencontre avec les prédateurs (Rettie et Messier 2001). Finalement, la fragmentation des habitats par les chemins forestiers est une différence majeure entre les peuplements issus

de coupes et de feux (Reed et al. 1996; Saunders et al. 2002; Forman et al. 2003), sauf lors des coupes de récupération réalisées dans les feux (Lindenmayer et al. 2008).

6. Conclusions et perspectives

Les caribous ont évolué avec différents régimes de perturbations naturelles et s'y sont adaptés; toutefois, depuis quelques décennies, l'expansion rapide des chantiers de récolte ajoute les impacts de l'exploitation forestière à ceux des feux (Boucher et al. 2009; Turner 2010). On pense que les populations animales peuvent persister malgré les perturbations de leur habitat tant que l'ampleur de ces changements se compare aux variations naturelles (Attiwill 1994; Drever et al. 2006; Sorensen et al. 2008). Ainsi, même si certaines coupes s'inspirent des feux, il n'en reste pas moins qu'elles peuvent constituer une perturbation supplémentaire. De plus, les coupes sont reconnues pour être plus systématiques tant dans leur structure que leur disposition à l'échelle du paysage comparativement à la plupart des feux. Les effets cumulés des perturbations naturelles et anthropiques (feux, coupes et chemins forestiers) semblent trop importants, sous les régimes actuels de perturbations observés en forêt boréale canadienne, pour supporter des populations autosuffisantes de caribous des bois (Sorensen et al. 2008; Environnement Canada 2008, 2011). Pour compléter notre compréhension des réponses de cette espèce à ces deux types de perturbation, nous suggérons d'approfondir les études sur les impacts des feux et des coupes sur la démographie du caribou forestier (*p. ex.* reproduction, taux de survie, viabilité des populations), à laquelle la persistance des populations est intimement liée. À la lumière de ces résultats et dans une optique d'aménagement écosystémique, il serait souhaitable de cibler des pratiques sylvicoles qui réduisent les

écarts entre les habitats qui se rétablissent après feux et ceux qui se rétablissent après coupes.

Remerciements

Ce projet a été financé par les organismes suivants : AbitibiBowater Inc., Développement Économique Canada, le Conseil de l'industrie forestière du Québec, la Fondation de la faune du Québec, le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies, le Fonds de recherche forestière du Saguenay-Lac-St-Jean, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention à la découverte octroyée à M.-H. St-Laurent), l'Université du Québec à Rimouski et le Fonds mondial pour la nature. Un grand merci à J.-P. Ouellet et C. Dussault pour leur support scientifique et logistique dans la coordination de ce projet, à A. Caron pour son aide dans la réalisation des analyses statistiques et à L. Sirois et P. Drapeau pour la pertinence de leurs commentaires et suggestions.

Références bibliographiques

Angelstam, P.K. (1998) Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* **9**: 593-602

Arseneault, D., N. Villeneuve, C. Boismenu, Y. Leblanc et J. Deshayé (1997) Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Québec: an application of fire history and Landsat data. *Journal of Applied Ecology* **34**: 65-78

Attiwill, P.M. (1994) The disturbance of forest ecosystems - the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* **63**: 247-300

Barboza, P.S. et K.L. Parker (2008) Allocating protein to reproduction in arctic reindeer and caribou. *Physiological and Biochemical Zoology* **81**: 825-855

Barnes, B.V., D.R. Zak, S.R. Denton et S.H. Spurr (1998) Forest ecology. John Wiley & Sons, Inc., 774 p.

Barrier, T.A. et C.J. Johnson (2012) The influence of fire history on selection of foraging sites by barren-ground caribou. *Ecoscience* **19**: 177-188

Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger et 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 et 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

Bergeron, Y. et P.-R. Dansereau (1993) Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *Journal of Vegetation Science* **4**: 827-832

Boan, J.J., B.E. McLaren et J.R. Malcom (2011) Influence of post-harvest silviculture on understory vegetation: implications for forage in a multi-ungulate system. *Forest Ecology and Management* **262**: 1704-1712

Boan, J.J., J.R. Malcom et B.E. McLaren (2014) Forest overstorey and age as habitat ? Detecting the indirect and direct effects of predators in defining habitat in a harvested boreal landscape. *Forest Ecology and Management* **326**: 101-108

Boucher, Y., D. Arseneault et L. Sirois (2009) Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* **24**: 171-184

Bouchard, M. et D. Pothier (2011) Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec. *Forest Ecology and Management* **261**: 811-820

Boudreault, C., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau (2002) Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **32**: 1080-1093

Boyce, M.S., P.R. Vernier, S.E. Nielsen et F.K.A. Schmiegelow (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecological Modeling* **157**: 281-300

Brodeur, V., J.-P. Ouellet, R. Courtois et D. Fortin (2008) Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* **86**: 1307-1316

Brumelis, G. et T.J. Carleton (1989) The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. II. Understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology* **26**: 321-339

Carleton, T.J. et P. McLellan (1994) Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience* **1**: 141-152

Chan-McLoed, A.C.A., R.G. White et D.F. Hollenman (1994) Effects of protein and energy-intake, body condition, and season on nutrient partitioning and milk production in caribou and reindeer. *Canadian Journal of Zoology* **72**: 938-947

Chapin III, F.S., B.H. Walker, R.J. Hobbs, D.U. Hooper, J.H. Lawton, O.E. Salala et D. Tilman (1997) Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* **277**: 500-504

Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault et R. Courtois (2009) Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**: 1375-1388

Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault et R. Courtois (2014) Logging-induced changes in habitat network connectivity shape behavioral interactions in the wolf-caribou-moose system. *Ecological Monographs* **84**: 265-285

Courtois, R., J.-P. Ouellet, A. Gingras, C. Dussault, L. Breton, et 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. Gringas et C. Dussault (2007) Effects of disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* **14**: 491-498

Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet (2009) Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**: 519-524

Dalerum, F., S. Boutin et J.S. Dunford (2007) Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* **85**: 26-32

De Blois, S., G. Domon et A. Bouchard (2001) Environmental, historical, and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. *Landscape Ecology* **16**: 421-436

De Grandpré, L., J. Morissette et S. Gauthier (2000) Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *Journal of Vegetation Science* **11**: 791-800

Downs, J.A. et M.W. Horner (2008) Effects of point pattern shape on home-range estimates. *Journal of Wildlife Management* **72**:1813-1818

Drever, C.R., G. Peterson, C. Messier, Y. Bergeron et M. Flannigan (2006) Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research* **36**: 2285-2299

Dzus, E., J. Ray, I. Thompson et C. Wedeles (2010) Caribou and the National Boreal Standard: Report of the FSC Canada Science Panel. 71pp

Dussault, C., J.-P. Ouellet, R. Courtois, J.-H. Huot, L. Breton, H. Jolicoeur et D. Kelt (2005) Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* **28**: 619-628

Dussault, C., J.-P. Ouellet, C. Laurian, R. Courtois, M. Poulin et L. Breton (2007) Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of wildlife management* **71**: 2338-2345

Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois et 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* **279**: 4481-4488

Edenius, L., J.-M. Roberge, J. Mansson et G. Ericsson. 2014. Ungulate-adapted forest management: effects of slash treatment at harvest on forage availability and use. *European Journal of Forest Research* **133**: 1991-1998

Ellis, E.C. (2011) Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Physical, Mathematical and Engineering Sciences* **369**: 1010-1035

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. 116p. et annexes.

Environnement Canada (2014) Registre public des espèces en péril, Loi sur les espèces en péril, Profil d'espèce, Caribou Population boréale [En ligne] URL: http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=636; page consultée le 26 janvier 2015

Faille, G., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin, R. Courtois, M.-H. St.-Laurent et C. Dussault (2010) Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**: 2840-2850

Fenton, N.J., M. Simard et Y. Bergeron (2009) Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Journal of Forest Research* **14**: 258-267

Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S.D. Côté et A. Gunn (2011) Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* **89**: 419-434

Fisher, J.T. et L. Wilkinson (2005) The response of mammals to forest fire and timber in the North America boreal forest. *Mammal Review* **35**: 51-81

Foley, J.A., R. De Fries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty et P.K. Snyder (2005) Global consequences of land use. *Science* **309**: 570-574

Forman, R.T.T., D. Sperling, J.A. Bissonette, A.P. Clavenger., C.D. Cutshall, V.H. Dale, L. Fahrig, R.L. France, C.R. Godman, K. Heanue, J. Jones, F. Swanson, T. Turrentine et T. Winter. (Eds.) (2003) Road ecology: Sciences and solutions. Washington, DC: Island Press.

Fortin, D., P.-L. Buono, A. Fortin, N. Courbin, C.T. Gingras, P.R. Moorcroft, R. Courtoisand et C. Dussault (2013) Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features. *The American Naturalist* **181**: 827-836

Fourrier, A., D. Pothier et M. Bouchard (2013) A comparative study of long-term stand growth in eastern Canadian boreal forest: fire versus clear-cut. *Forest Ecology and Management* **310**: 10-18

Frelich, L.E. et P.B. Reich (1995) Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monographs* **65**: 325-346

Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (2008) Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presse de l'Université du Québec. 600p.

Gauthier, S., A. Leduc et Y. Bergeron (1996) Forest dynamics modelling under natural cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environmental Monitoring and Assessment* **39**: 417-434

Gillies, C.S., M. Hebblewhite, S.E. Nielsen, M.A. Krawchuk, C.L. Aldridge, J.L. Frair, D.J. Saher, C.E. Stevens et C.L. Jerde (2006) Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* **75**: 887-898

Girard, I., J.-P. Ouellet, R. Courtois, C. Dussault et L. Breton (2002) Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *Journal of Wildlife Management* **66**: 1290–1300

Gustine, D.D., K.L. Parker, R.J. Lay, M.P. Gillingham et D.C. Heard (2006) Interpreting resource selection at different scales for woodland caribou in winter. *Journal of Wildlife Management* **10**: 1601-1614

Gustine, D.D., T.J. Brinkman, M.A. Lindgren, J.I. Schmidt, T.S. Rupp et L.G. Adams (2014) Climate-driven effects of fire on winter habitat for caribou in the Alaskan-Yukon arctic. *PLoS ONE* **9**(7), e100588

Graham, J.W. (2003) Adding missing-data-relevant variables to FIML-based structural equation models. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal* **10**: 80-100

Grueter, C.C., L. Dayong et B.R.F. Wei (2009) Choice of analytical method can have dramatic effects on primate home range estimates. *Primates* **50**:81-84

Haeussler, S. et D. Kneeshaw (2003) Comparing forest management of the boreal forest: emulating nature, minimizing impacts, and supporting communities. Edited by P.J.

Burton, C. Messier, D.W. Smith and W.L. Adamowicz, NRC Research Press, Ottawa, Ont. pp. 307-368

Hall, L.S., P.R. Krausman et M.L. Morrison (1997) The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* **25**: 173-182

Hart, S.A. et H.Y.H. Chen (2006) Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. *Critical Reviews in Plant Sciences* **25**: 381-397

Harvey, B.D. et Y. Bergeron (1989) Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **19**: 1458-1469

Hemson, G., P. Johnson, A. South, R. Kenward, R. Ripley et D. MacDonald (2005) Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home-range analyses with least-squares cross-validation. *Journal of Animal Ecology* **74**: 455-463

Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault et 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

Hosmer, D.W. et S. Lemeshow (2000) Applied logistic regression, 2nd edition. Wiley, New York, New York, 375 p.

James, A.R.C., S. Boutin, D.M. Hebert et A.B. Rippin (2004) Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* **68**: 799-809

Jandt, R., K. Joly, C.R. Meyers et C. Racine (2008) Slow recovery of lichen on burned caribou winter range in Alaska tundra: potential influences of climate warming and other disturbance factors. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* **40**: 89-95

Johnson, A.S., P.E. Hale, W.M. Ford, J.M. Wentworth, J.R. French, O.F. Anderson et G.B. Pullen (1995) White-tailed deer foraging in relation to successional stage, overstory

type and management of southern Appalachian forests. *The American Midland Naturalist Journal* **133**: 18-35

Johnson, D.H. (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**: 65-71

Johnson, E.A. (1992) Fire and vegetation dynamics. Studies from the North American boreal forest. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press, Cambridge. 129 p.

Johnson, E.A., K. Miyanishi et J.M.H. Weir (1998) Wildfires in the western Canadian boreal forest: landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* **9**: 603-610

Johnson, K.H., K.A. Vogt, H.J. Clark, O.J. Schmitz et D.J. Vogt (1996) Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* **11**: 372-377

Joly, K., B.W. Dale, W.B. Collins et L.G. Adams (2003) Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska. *Canadian Journal of Zoology* **81**: 1192-1201

Joly, K., F.S. Chapin III et D.R. Klein (2010) Winter habitat selection by caribou in relation to lichen abundance, wildfires, grazing, and landscape characteristics in northwest Alaska. *Ecoscience* **17**: 321-333

Joly, K., P.A. Duffy et T.S. Rupp (2012) Simulating the effects of climate change on fire regimes in Arctic biomes: implications for caribous and moose habitat. *Ecosphere* **3**: 36.

Kimmins, J.P (2004) Emulating natural forest disturbance: What does this mean? In A.H. Perera, L.J. Buse and M.G. Weber (eds.). Emulating natural forest landscape disturbances: concepts and applications. pp. 8-28. Columbia University Press, New York.

Klein, D.R. (1982) Fire, lichens, and caribou. *Journal of Range Management* **35**: 390-395

Kulakowski, D. et T.T. Veblen (2007) Effect of prior disturbances on the extent and severity of wildfire in Colorado subalpine forests. *Ecological Society of America* **88**: 759-769

Kuuluvainen, T. et R. Grenfell (2012) Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management - theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research* **42**: 1185-1203

Latham, A.D.M., M.C. Latham, M.S. Boyce et S. Boutin (2011) Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications* **21**: 2854-2865

Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet (2013) Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* **289**: 32-40

Leblond, M., C. Dussault et 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., J. Frair, D. Fortin, C. Dussault, J.-P. Ouellet et R. Courtois (2011) Assessing the influence of resource covariates at multiple scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* **26**: 1433-1446

Leclerc, M., C. Dussault et 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 et M.-H. St-Laurent (2014). Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* **176**: 297-306

Lesmerises, F., C. Dussault et 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 et 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

Losier, C., S. Couturier, M.-H. St-Laurent, P. Drapeau, C. Dussault, T. Rudolph, V. Brodeur, J. Merkle et D. Fortin (2015). Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology* DOI: 10.1111/1365-2664.12400.

Manly, B.F.J., L.L. McDonald, D.L. Thomas, T.L. McDonald et W.P. Erickson (2002) Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies, second edition. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA, 240p

Massé, A. et S.D. Côté (2012) Linking habitat heterogeneity to space use by large herbivores at multiple scales: from habitat mosaics to forest canopy openings. *Forest Ecology and Management* **285**: 67-76

Mayor, S.J., J.A. Schaefer, D.C. Schneider et S.P. Mahoney (2009) The spatial structure of habitat selection: A caribou's-eye-view. *Acta Oecologica* **35**: 253-260

McLoughlin, P.D. et S.H. Ferguson (2000) A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. *Ecoscience* **7**: 123-130

McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham et S. Woodley (2001) Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Review* **9**: 223-260

Messier, F. (1994) Ungulate population-models with predation - A case-study with the north-American moose. *Ecology* **75**: 478-488

Ministère de la Faune, de la Forêt et des Parcs (2011) Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Direction de la recherche forestière. 21p

Morneau, C. et S. Payette (1989) Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Canadian Journal of Botany* **67**: 2770-2782

Newbury, T.L. et N.P.P. Simon (2005) The effects of clearcutting on snowshoe hare (*Lepus americanus*) relative to abundance in central Labrador. *Forest Ecology and Management* **210**: 131-142

Parker, K.L., P.S. Barboza et T.R. Stephenson (2005) Protein conservation in female caribou (*Rangifer tarandus*): effects of decreasing diet quality during winter. *Journal of Mammalogy* **86**: 610-622

Parker, K.L., P.S. Barboza et M.P. Gillingham (2009) Nutrition integrates environmental responses of ungulates. *Functional Ecology* **23**: 57-69

Payette, S. (1992) Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In H.H. Shugart, R. Leemans and G.B. Bonan (eds.). A system analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, New York.

Payette, S., S. Boudreau, C. Morneau et N. Pitre (2004) Long-term interactions between migratory caribou, wildfires and Nunavik hunters inferred from tree rings. *Ambio* **33**: 482-486

Peters, W., M. Hebblewhite, N. DeCesare, F. Cagnacci et M. Musiani (2013) Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscape. *Ecography* **36**: 487-498

Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin et R. Courtois (2012) Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *The Journal of Wildlife Management* **76**: 189-199

Pomeroy, J.W., D.M. Gray, K.R. Shook, B. Toth, R.L.H. Esery, A. Pietroniro et N. Hedstrom (1998) An evaluation of snow accumulation and ablation processes for land surface modelling. *Hydrological Processes* **12**: 2339-2367

Post, E. et N.C. Stenseth (1999) Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology* **80**: 1322-1239

Post, E., P.S. Boving, C. Pedersen et M.A. McArthur (2003) Synchrony between caribou calving and plant phenology in depredated and non-depredated populations. *Canadian Journal of Zoology* **81**: 1709-1714

Potvin, F., L. Breton et R. Courtois (2005) Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Québec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 151-160

Reed, R.A., J. Johnson-Bernard et W.L. Baker (1996) Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Biological Conservation* **10**: 1098-1106

Rees, D.C. et G.P. Juday (2002) Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska. *Forest Ecology and Management* **155**: 291-302

Rettie, W.J., J.W. Sheard et F. Messier (1997) Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: relating wildlife habitat to forest cover data. *Forest Ecology and Management* **93**: 245-260

Rettie, W.J. et F. Messier (2000) Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* **23**: 466-478

Rettie, W.J. et F. Messier (2001) Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* **79**: 1933-1940

Robitaille, A. et J.P. Saucier (1998) Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, Sainte-Foy, Québec.

Rupp, S., M. Olson, L.G. Adams, B.W. Dale, K. Joly, J. Henkelman, W.B. Collins et A.M. Starfield (2006) Simulating the influence of various fore regimes on caribou winter habitat. *Ecological Applications* **16**: 1730-1743

Saperstein, L. (1996) Winter forage selection by barren-ground caribou: Effects of fire and snow. *Rangifer* **9**: 237-238

Saunders, S.C., M.R. Mislivets., J. Chen et D.T. Cleland (2002) Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the northern Great Lakes region, USA. *Biological Conservation* **103**: 209-225

Schaefer, J.A. et S.P. Mahoney (2007) Effects of progressive clearcut logging on Newfoundland caribou. *Journal of Wildlife Management* **71**: 1753-1757

Schaefer, J.A. et W.O. Pruitt (1991) Fire and woodland caribou in southern Manitoba. *Wildlife Monographs* **116**: 1-39

Schwartz, M.W., C.A. Brigham, J.D. Hoeksema, K.G. Lyons, M.H. Mills et P.J. Van Mantgem (2000) Linking biodiversity to ecosystem function: implications of conservation ecology. *Oecologia* **122**: 297-305

Seip, D.R. (1992) Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* **70**: 1494-1503

Serrouya, R., B.N. McLellan, S. Boutin, D.R. Seip et S.E. Nielsen (2011) Developing a population target for an overabundant ungulate for ecosystem restoration. *Journal of Applied Ecology* **48**: 935-942

Slocombe, D.S. (1998) Lessons from experience with ecosystem-based management. *Landscape and Urban Planning* **40**: 31-39

Sorensen, T., P.D. McLoughlin, D. Hervieux, E. Dzus, J. Nolan, B. Wynes et S. Boutin (2008) Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. *Journal of Wildlife Management* **72**: 900-905

Szaro, R.C., W.T. Sexton et C.R. Malone (1998) The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. *Landscape and Urban Planning* **40**: 1-7

Taillon, J., P.S. Barboza et S.D. Côté (2013) Nitrogen allocation to offspring and milk production in a capital breeder. *Ecology* **94**: 1815-1827

Taylor, A.R., T. Hart et H.Y.H. Chen (2013) Tree community structural development in young boreal forests: A comparison of fire and harvesting disturbance. *Forest Ecology and Management* **310**: 19-26

Thompson, D.P. et P.S. Barboza (2013) Responses of caribou and reindeer (*Rangifer tarandus*) to acute food shortages in spring. *Canadian Journal of Zoology* **91**: 610-618

Thomas, D.C. et H.P.L. Kiliaan (1998) Fire-caribou relationships. (IV) Recovery of habitat after fire on winter range of the Beverly Herd. Tech. Rep. Ser. No. 312, Canadian Wildlife Service, Prairie and Northern Region, Edmonton, Alberta.

Turner, M.G. (2010) Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* **91**: 2833-2849

Turner, M.G., R.H. Gardner et R.V. O'Neill (2001) Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process. Springer-Verlag, New York, 401 p.

Viereck, L.A. et L.A. Schandelmeier (1980) Effects of fire in Alaska and adjacent Canada- a literature review. BLM-Alaska Technical Report 6. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management. 124 pp.

Whittington, J., M. Hebblewhite, N.J. Decesare, L. Neufeld, M. Bradley, J. Wilmshurst et M. Musiani (2011) Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal Applied of Ecology* **48**: 1535-154

Tableau 1. Description et disponibilité des catégories d'habitat dans l'aire d'étude (Saguenay-Lac-St-Jean, Québec, Canada).

Type d'habitat	Description	Disponibilité (%)
C05	Coupe de 0 à 5 ans	1,54
C620	Coupe de 6 à 20 ans	5,57
C2040	Coupe de 20 à 40 ans	2,92
DS	Dénudé sec – forêt non productive	5,50
DH	Dénudé humide – forêt non productive	4,57
Eau	Lac et rivière permanent	8,42
F05	Feu de 0 à 5 ans	4,17
F620	Feu de 6 à 20 ans	4,15
F2040	Feu de 20 à 40 ans	2,90
FM	Feuillus mixtes : conifères <75% la surface terrière, ≥ 40 ans	2,69
RM	Résineux matures : conifères >75% de la surface terrière, ≥40 ans	52,52
Autres	Tout autre polygone (forestier ou non) faiblement représenté	3,69

Tableau 2. Description des modèles candidats testés pour expliquer les impacts des coupes et des feux sur la taille du domaine vital, le taux de mouvements et la sélection d'habitat à l'échelle de l'aire d'étude et du domaine vital du caribou dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean (Québec, Canada) entre 2005 et 2012. Les modèles incluant des termes quadratiques (²) sont présentés avec un astérisque (*).

	Modèles	Variabes
Analyse de la taille des domaines vitaux	Naturel	Proportion des DH, DS et RM + latitude
	Coupe	Modèle Naturel + proportion des coupes (ci-après C)
	Coupe*	Modèle Coupe + C ²
	Feu	Modèle Naturel + proportion des feux (ci-après F)
	Feu*	Modèle Feu + F ²
	Coupe + Route	Modèle Coupe + densité de chemins (ci-après DC)
	Coupe + Route*	Modèle Coupe* + DC + DC ²
	Perturbation	Modèle Coupe + proportion de F
	Perturbation*	Modèle Perturbation + proportion de F et de C ²
	Complet	Modèle Perturbation + DC
Complet*	Modèle Perturbation* + DC et DC ²	
Analyse des taux de mouvements	Naturel	Proportion de DS, DH, RM, DC et intervalle de temps (dt)
	Habitat coupe	Modèle Naturel + C sous le trajet
	Habitat feu	Modèle Naturel + F sous le trajet
	Habitat complet	Modèle Naturel + C / F sous le trajet
	Paysage coupe	Modèle Naturel + C autour du trajet
	Paysage feu	Modèle Naturel + F autour du trajet
Paysage complet	Modèle Naturel + C / F autour du trajet	
Sélection habitat échelle AÉ	Naturel	Proportion de DS et RM
	Coupe	Modèle Naturel + C
	Feu	Modèle Naturel + F
	Complet	Modèle Naturel + F / C
Sélection habitat échelle DV	Naturel	Tous les types d'habitat + pente + altitude
	Route	Modèle Naturel + DC
	Paysage	Modèle Naturel + F / C dans une zone tampon
	Complet	Modèle Paysage + DC

Tableau 3. Classement des modèles candidats selon l'AIC expliquant l'impact des feux et des coupes sur la taille des domaines vitaux (DV), le taux de mouvements et la sélection d'habitat des caribous. Le nombre de paramètres (K), le log-likelihood (LL), la différence de valeur d'AICc (Δ AICc) et l'ajustement des modèles (R^2 -ajusté pour la taille des domaines vitaux et le taux de mouvements; AUC pour la sélection d'habitat à l'échelle de l'aire d'étude et coefficient de Spearman pour sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital) sont également présentés.

	Période	Modèle	K	LL	Δ AICc	Ajustement
Analyse de la taille des domaines vitaux	Printemps (57 DV)	Perturbation *	14	1,25	0,00	0,16
		Coupe *	8	-12,25	26,90	0,18
		Feu *	10	-12,30	27,10	0,13
	Mise bas (42 DV)	Complet *	15	5,15	0,00	0,16
		Perturbation *	13	4,50	1,10	0,19
		Feu*	9	-10,60	31,30	0,16
	Été (46 DV)	Perturbation *	14	17,15	0,00	0,22
		Feu *	10	3,30	27,60	0,16
		Coupe *	8	-4,20	42,60	-0,07
	Rut (49 DV)	Perturbation *	13	17,50	0,00	0,31
		Coupe *	7	5,00	24,90	0,32
		Feu *	9	1,15	32,70	0,27
	Hiver (64 DV)	Perturbation *	16	1,35	0,00	0,62
		Coupe *	10	-21,85	46,30	0,48
		Feu *	10	-27,20	57,10	0,42
Analyse des taux de mouvement	Printemps (4270 trajets)	Habitat complet	10	-3842,85	0,00	0,29
		Habitat feu	8	-3973,25	260,8	0,21
		Paysage complet	11	-4077,60	469,5	0,20
	Mise bas (1353 trajets)	Habitat complet	9	-1138,45	0,00	0,46
		Habitat feu	7	-1159,90	42,9	0,44
		Paysage complet	9	-1229,20	181,5	0,24
	Été (4218 trajets)	Habitat complet	9	-3244,70	0,00	0,52
		Habitat feu	7	-3275,15	60,9	0,51
		Paysage complet	9	-3600,95	712,5	0,27
	Rut (4637 trajets)	Habitat complet	9	-3951,00	0,00	0,33
		Habitat feu	7	-3988,00	74,0	0,29
		Paysage complet	10	-4204,05	516,1	0,16
	Hiver (11173 trajets)	Habitat complet	11	-10098,60	0,00	0,30
		Habitat feu	8	-10245,00	292,8	0,26
		Paysage complet	11	-10493,20	789,2	0,22
Échelle aire étude	Annuelle (72 DV réels)	Complet	9	-140,27	0	0,77
		Coupe	6	-144,03	1,40	
		Feu	6	-156,08	25,50	

Échelle domaine vital saisonnier	Printemps (24 caribous; 22978 localisations)	Complet Route Paysage	20 14 19	-15249,20 -15274,18 -15356,20	0 37,96 211,99	0,975(±0,011)
	Mise bas (21 caribous; 18998 localisations)	Complet Route Paysage	20 14 18	-11548,99 -11738,00 -11760,41	0 366,01 420,84	0,987(±0,004)
	Été (22 caribous; 60598 localisations)	Complet Route Paysage	18 13 17	-38413,54 -38711,72 -39376,43	0 586,37 1923,79	0,988(±0,003)
	Rut (22 caribous; 42322 localisations)	Complet Route Paysage	18 13 17	-25942,59 -26081,22 -26881,30	0 265,26 1875,43	0,979(±0,014)
	Hiver (23 caribous; 101550 localisations)	Complet Paysage Route	20 19 14	-63555,80 -64226,85 -64872,10	0 1340,10 2620,60	0,988(±0,006)

Tableau 4. Coefficient (β) et intervalle de confiance à 95% (95% IC) des variables indépendantes du modèle le plus parcimonieux expliquant la taille des domaines vitaux des femelles caribous (lorsque disponible; sinon noté « NA »). Les coefficients pour lesquels l'intervalle de confiance n'inclut pas le zéro sont affichés en gras.

	Printemps		Mise bas		Été		Rut		Hiver	
	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%
Lat*	6,79	[1,87:11,71]	1,86	[-8,57:12,29]	-2,12	[-8,46:4,22]	8,49	[4,19:12,79]	9,95	[4,34:15,56]
C05	16,48	[-4,21:37,17]	7,46	[-11,69:26,61]	7,21	[-2,94:17,36]	6,99	[-6,53:20,51]	-2,16	[-13,66:9,34]
C05 ²	-120,20	[-315,31:75,31]	-15,55	[-137,95:106,85]	-48,03	[-122,35:26,29]	-46,46	[-176,67:83,75]	32,45	[-41,32:106,22]
C620	1,24	[-3,62:6,10]	11,30	[-1,37:23,97]	-0,99	[-6,23:4,25]	13,05	[3,91:22,19]	8,63	[3,47:13,79]
C620 ²	-0,25	[-12,71:12,21]	-33,92	[-89,83:21,99]	-8,54	[-28,09:11,01]	-51,25	[-94,26:-8,24]	-11,92	[-18,15:-5,69]
C2040	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-1,76	[-14,36:10,84]
C2040 ²	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	34,48	[-20,81:89,77]
F05	4,40	[-0,83:9,63]	14,12	[-6,66:34,90]	-1,11	[-10,24:8,02]	3,74	[-1,52:9,00]	12,97	[6,14:19,80]
F05 ²	-15,50	[-33,86:2,86]	-68,43	[-206,30:69,44]	13,89	[-32,73:60,51]	-11,69	[-35,29:11,91]	-40,80	[-67,59:-14,01]
F620	3,52	[-1,81:8,85]	0,74	[-15,17:16,65]	17,97	[6,62:29,32]	-0,38	[-5,22:4,46]	8,55	[0,52:16,58]
F620 ²	-14,04	[-35,15:7,07]	-6,59	[-59,62:46,44]	-131,89	[-205,50:-58,28]	0,52	[-17,12:18,16]	-28,96	[-67,10:9,18]
F2040	-0,40	[-3,06:2,26]	-0,16	[-6,24:5,92]	-1,64	[-6,37:3,09]	0,12	[-3,39:3,63]	-0,04	[-2,93:2,85]
F2040 ²	2,56	[-1,95:7,07]	2,68	[-7,48:12,84]	-0,35	[-12,63:11,93]	-0,48	[-9,99:9,03]	3,85	[-2,32:10,02]
DS	1,50	[-2,43:5,43]	3,68	[-0,77:8,13]	0,83	[-4,13:5,79]	-2,60	[-5,17:-0,03]	-2,86	[-5,45:-0,27]
DH	-0,94	[-4,52:2,64]	3,09	[-3,95:10,13]	0,07	[-3,86:4,00]	1,63	[-1,53:4,79]	6,69	[3,53:9,85]
RM	0,42	[-0,84:1,68]	NA	NA	-0,08	[-1,55:1,39]	NA	NA	2,25	[0,91:3,59]
SL	NA	NA	-0,66	[-2,36:1,04]	NA	NA	NA	NA	NA	NA
SL ²	NA	NA	0,25	[-0,83:1,33]	NA	NA	NA	NA	NA	NA

* Lat = latitude.

Tableau 5. Coefficient (β) et intervalle de confiance à 95% (95% IC) des variables indépendantes du modèle le plus parcimonieux expliquant le taux de mouvement des femelles caribous (lorsque disponible; sinon noté « NA »). Les coefficients pour lesquels l'intervalle de confiance n'inclut pas le zéro sont affichés en gras.

Variables	<i>Printemps</i>		<i>Mise bas</i>		<i>Été</i>		<i>Rut</i>		<i>Hiver</i>	
	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%
C0-5	-0,90	[-1,08:-0,72]	0,20	[-1,00:1,40]	-1,10	[-1,38:-0,82]	0,05	[-0,98:1,08]	-0,89	[-1,04:-0,74]
C6-20	-1,11	[-1,24:-0,98]	-0,75	[-0,97:-0,53]	-0,46	[-0,72:-0,20]	-1,58	[-1,93:-1,23]	-0,69	[-0,78:-0,60]
C20-40	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0,95	[-1,09:-0,81]
F0-5	-1,13	[-1,26:-1,00]	-0,97	[-1,22:-0,72]	-1,12	[-1,24:-1,00]	-0,53	[-0,69:-0,37]	-0,22	[-0,36:-0,06]
F6-20	-1,21	[-1,34:-1,08]	-1,08	[-1,26:-0,90]	-1,10	[-1,20:-1,00]	-1,16	[-1,26:-1,06]	-0,95	[-1,03:-0,87]
F20-40	-1,11	[-1,21:-1,01]	-1,12	[-1,27:-0,97]	-1,01	[-1,08:-0,94]	-0,98	[-1,16:-0,90]	-0,79	[-0,84:-0,74]
DS	-0,11	[-0,33:0,11]	-0,17	[-0,43:0,09]	-0,03	[-0,18:0,12]	-0,02	[-0,21:0,17]	0,13	[0,01:0,25]
DH	-0,07	[-0,22:0,08]	-0,45	[-0,69:-0,21]	-0,26	[-0,40:-0,22]	-0,26	[-0,39:-0,13]	0,28	[0,18:0,38]
RM	0,02	[-0,11:0,15]	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,57	[0,48:0,66]
SL	0,07	[0,03:0,11]	-0,17	[-0,24:-0,10]	0,13	[0,08:0,18]	0,20	[0,12:0,28]	-0,04	[-0,00:0,00]
Dt	-0,20	[-0,27:-0,13]	-0,20	[-0,30:-0,10]	0,30	[0,24:0,36]	0,20	[0,14:0,26]	0,20	[0,18:0,22]

Tableau 6. Coefficient (β) et intervalle de confiance (95%IC) des variables indépendantes pour les analyses de sélection d'habitat à l'échelle de l'aire d'étude et à l'échelle du domaine vital pour toutes les périodes du cycle vital du caribou (lorsque disponible; sinon noté « NA »). Les coefficients n'incluant pas le zéro sont affichés en gras.

Variables	Aire d'étude		Domaine vital saisonnier									
	<i>Annuelle</i>		<i>Printemps</i>		<i>Mise bas</i>		<i>Été</i>		<i>Rut</i>		<i>Hiver</i>	
	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%	β	IC95%
Pente	NA	NA	-0,05	[-0,09:-0,01]	-0,07	[-0,09:-0,05]	-0,05	[-0,09:-0,01]	-0,09	[-0,12 :-0,06]	-0,08	[-0,10:-0,06]
Altitude	NA	NA	-4,79	[-8,11:-1,47]	8,42	[4,74:12,10]	2,95	[-0,62:6,52]	3,48	[-0,37:7,33]	-1,94	[-5,21:1,33]
Latitude	-34,31	[-48,56:-20,06]	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Autre	NA	NA	-0,32	[-0,88:-0,24]	-0,13	[-0,88:0,62]	-0,31	[-1,00:0,38]	-0,43	[-0,83:-0,03]	-0,06	[-0,56:0,44]
C0-5	-11,28	[-19,34:-3,22]	0,24	[-0,87:1,35]	1,04	[-0,31:2,39]	-0,34	[-1,15:0,47]	-1,43	[-3,79:0,93]	0,08	[-0,33:0,49]
C6-20	-10,76	[-16,3:-5,22]	0,53	[0,06:1,00]	0,04	[-0,69:0,77]	-0,25	[-0,93:0,43]	-0,65	[-1,38:0,08]	1,19	[0,49:1,89]
C20-40	-32,76	[-52,77:-12,75]	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0,36	[-0,61:-0,11]
DH	NA	NA	0,10	[-0,10:0,30]	0,45	[0,05:0,85]	-0,18	[-0,44:0,08]	-0,18	[-0,35:-0,01]	-0,65	[-0,87:-0,43]
DS	-0,80	[-7,31:5,71]	0,95	[0,54:1,36]	0,20	[-0,32:0,72]	-0,18	[-0,48:0,12]	0,41	[0,15:0,67]	0,87	[0,67:1,07]
Eau	NA	NA	-0,26	[-0,50:-0,02]	-1,78	[-2,28:-1,28]	-1,55	[-1,99:-1,11]	-2,76	[-3,17:-2,35]	0,13	[-0,05:0,31]
F0-5	-6,64	[-12,91:-0,31]	-0,28	[-0,67:0,11]	-0,18	[-0,60:0,24]	-0,01	[-0,58:0,56]	-0,25	[-0,50:-0,00]	-0,81	[-1,54:-0,08]
F6-20	-4,35	[-10,96:-2,26]	0,20	[-0,19:0,59]	0,22	[-0,02:0,46]	-0,22	[-0,86:0,42]	-0,01	[-0,42:0,40]	0,23	[-0,39:0,85]
F20-40	-1,07	[-4,59:2,45]	0,52	[0,23:0,81]	0,43	[-0,36:1,22]	0,26	[-0,01:0,53]	-0,07	[-0,27:0,13]	-0,32	[-0,68:0,04]
FM	NA	NA	-0,60	[-1,32:0,12]	-2,02	[-3,03:-1,01]	-0,42	[-0,84:0,00]	-0,11	[-0,84:0,62]	-0,27	[-0,59:0,05]
RM	-1,77	[-5,08:1,54]	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Pr. C0-5	NA	NA	-0,15	[-5,30:5,00]	-14,57	[-19,95:-9,19]	-3,23	[-4,27:-2,19]	-3,91	[-5,50:-2,32]	-4,00	[-9,38:1,38]
Pr. C6-20	NA	NA	0,60	[-0,80:2,00]	-2,02	[-4,19:0,15]	-3,64	[-5,31:-1,97]	1,00	[-1,07:3,07]	-3,42	[-5,29:-1,55]
Pr. C20-40	NA	NA	0,76	[-5,63:7,15]	1,79	[0,58:3,00]	NA	NA	-1,79	[-7,74:4,16]	0,85	[-3,63:5,33]
Pr. F0-5	NA	NA	0,05	[-1,69:1,79]	0,74	[-0,63:2,11]	-2,07	[-3,14:-1,00]	-2,78	[-4,31:-1,25]	-3,94	[-5,50:-2,38]
Pr. F6-20	NA	NA	0,79	[0,06:1,52]	-0,70	[-2,86:1,46]	-0,28	[-1,39:0,83]	-0,40	[-1,58:0,78]	-1,52	[-3,23:0,19]
Pr. F20-40	NA	NA	-0,36	[-1,21:0,49]	-1,63	[-3,45:0,19]	-0,98	[-1,97:0,01]	0,28	[-0,12:0,68]	0,09	[-0,73:0,91]
SL	NA	NA	-0,36	[-0,54:-0,18]	-0,86	[-1,16:-0,56]	-0,95	[0,59:1,31]	-1,68	[-2,21:-1,15]	-0,56	[-1,01:-0,11]

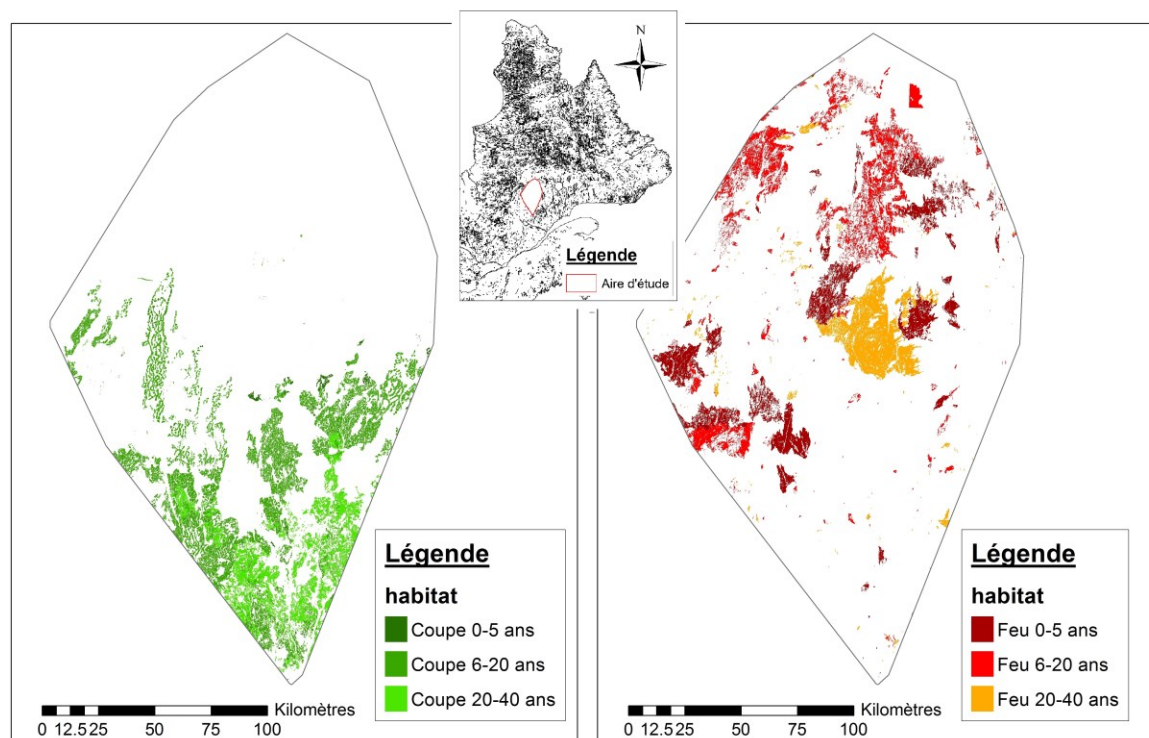


Figure 1. Carte de l'aire d'étude représentant la répartition spatiale des différentes classes d'âge de coupes et de feux.

Annexe 1. Taille des rayons des zones tampons utilisés dans le modèle le plus parcimonieux incluant les variables de contexte environnemental, affectant le taux de mouvements et la sélection d’habitat du caribou dans la région du Saguenay-Lac-St-Jean (Québec, Canada) entre 2005 et 2012. La meilleure taille de zone tampon expliquant le taux de mouvement des caribous et leur sélection d’habitat variait entre les périodes pour un attribut donné, et entre les différents attributs pour une même période.

Analyses	Variables	Rayon de la zone tampon (m)				
		Printemps	Mise bas	Été	Rut	Hiver
Taux de mouvement	Densité de routes	500	750	500	500	1750
	Proportion d’habitat	750	1750	1750	1750	1750
Sélection d’habitat	Densité de routes	500	750	500	750	750
	Proportion d’habitat	2000	750	500	750	2000

Annexe 2. Pourcentage d'utilisation (et intervalle de confiance à 95%) par le caribou des différentes classes d'âge de coupes et de feux pour chaque période. Le nombre total de localisations (n) est également présenté.

Type de perturbation	Printemps (n=11489)	Mise bas (n=9499)	Été (n=30299)	Rut (n=21161)	Hiver (n=50775)
C0-5	1,16 (±2,83)	0,04 (±0,11)	0,16 (±0,42)	0,03 (±0,11)	0,40 (±1,15)
C6-20	6,20 (±8,53)	1,06 (±2,13)	0,22 (±0,75)	0,28 (±1,20)	4,66 (±14,48)
C20-40	0,01 (±0,07)	0,05 (±0,22)	0,00 (±0,00)	0,01 (±0,03)	0,36 (±1,20)
F0-5	3,33 (±5,87)	1,24 (±3,37)	0,65 (±1,57)	0,71 (±2,03)	0,37 (±0,55)
F6-20	6,14 (±10,18)	2,36 (±5,41)	1,86 (±3,59)	3,77 (±5,61)	2,47 (±3,82)
F20-40	9,98 (±12,22)	3,26 (±5,85)	4,64 (±7,75)	10,41 (±14,61)	8,17 (±10,14)

CONCLUSION GÉNÉRALE

La majorité des populations de caribous et de rennes (*Rangifer tarandus*) sont en déclin à travers le monde (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011) et le caribou forestier, écotype de la sous-espèce du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), n'échappe pas à cette tendance (Environnement Canada 2014). Son déclin est principalement imputable aux modifications anthropiques de son habitat, desquelles découlent des impacts directs et indirects sur plusieurs facettes de son écologie (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). Le caribou étant une espèce inféodée aux vieilles forêts de conifères (Courtois et al. 2008; Courbin et al. 2009), la récolte de ces peuplements entraîne une perte d'habitat essentiel (Stuart-Smith et al. 1997; Courtois, 2003) en rajeunissant les peuplements et en favorisant les essences feuillues (Hins et al. 2009; Lesmerises et al. 2013). Ces changements profitent aux proies alternatives comme l'orignal (*Alces americanus*) (Potvin et al. 2005; Peters et al. 2013) et aux prédateurs comme l'ours noir (*Ursus americanus*) (Brodeur et al. 2008) et le loup gris (*Canis lupus*) (Messier 1994; Courbin et al. 2014). De surcroît, la fragmentation du paysage par les routes et les chemins forestiers augmente les probabilités de rencontre entre les prédateurs et le caribou (Latham et al. 2011; Lesmerises et al. 2012). Ces modifications du paysage ont forcé le caribou forestier à développer des stratégies particulières, comme se déplacer plus souvent (Leblond et al. 2013) ou augmenter la taille de son domaine vital (Beauchesne et al. 2014) afin d'acquérir les ressources qui lui sont nécessaires dans l'environnement, tout en minimisant le risque de prédation (voir Wittmer et al. 2007; Courtois et al. 2008; Losier et al. 2015).

Plusieurs écosystèmes terrestres ont subi de profonds changements depuis l'industrialisation des méthodes d'exploitation des ressources naturelles (Foley et al. 2005; Ellis 2011). Auparavant, les paysages forestiers étaient dynamisés par les perturbations naturelles (Barnes et al. 1998; Turner et al. 2001; Kulakowski et Veblen 2007). En forêt

boréale, les feux sont la principale perturbation naturelle (Kimmins 1997) et génèrent une mosaïque de peuplements d'âge, de structure et de composition variable (Johnson 1992; Payette 1992). Comme les activités anthropiques se sont beaucoup accrues depuis quelques décennies, l'exploitation forestière est désormais la principale perturbation responsable du dynamisme de la forêt boréale d'Amérique du nord (Boucher et al. 2009; Turner 2010). Par ses pratiques sylvicoles standardisées et la courte rotation des interventions, l'exploitation forestière a grandement modifié la structure et la composition de la forêt boréale (Hart et Chen 2006; Boucher et al. 2009; Cyr et al. 2009). Ces changements soulèvent des inquiétudes quant à la pérennité de la biodiversité et des fonctions des écosystèmes (Gauthier et al. 2008). Pour faire face à ces enjeux écologiques, l'aménagement écosystémique propose de réduire les écarts entre les forêts naturelles et aménagées (Slocombe 1998; Fenton et al. 2009) en s'inspirant des perturbations naturelles dans les pratiques sylvicoles. Il est attendu que cette approche garantira une meilleure conservation des espèces sensibles à l'exploitation forestière, comme le caribou forestier.

Certains auteurs ont documenté l'impact des feux sur l'habitat et le comportement de plusieurs sous-espèces de caribou en Amérique du Nord (Schaefer et Pruitt 1991; Joly et al. 2003; Jandt et al. 2008). Malgré que les feux de forêts réduisent les tapis de lichen, supprimant pendant quelques décennies une ressource alimentaire très importante, il ne semble pas y avoir de patron clair concernant la façon dont les feux influencent les réponses comportementales du caribou (Joly et al. 2003). Les résultats varient d'une région et d'une harde à l'autre, certaines études rapportant des impacts négatifs (Ferguson et Messier 2000; Joly et al. 2003; Dunford et al. 2006) ou positifs (Anderson et Johnson 2014), tandis que d'autres soulignaient une absence de réponse (Delarum et al. 2007). À notre connaissance, aucune étude avant la nôtre ne s'était intéressée à comparer les impacts des feux et des coupes sur le comportement du caribou forestier. Puisque le caribou est une espèce menacée par la foresterie et que l'aménagement écosystémique pourrait aider à mieux conserver les espèces à risque dans les territoires aménagés, il était pertinent de s'intéresser aux réponses du caribou dans ces deux types de perturbations.

L'objectif principal de ce projet de recherche était de comparer les réponses comportementales du caribou forestier dans des feux et dans des coupes d'âges équivalents. Pour répondre à cet objectif, nous avons évalué la sélection d'habitat et l'utilisation de l'espace du caribou dans ces deux types de perturbations, en posant l'hypothèse que les coupes ont un impact négatif plus important que les feux. Nos résultats suggèrent que les coupes et les feux ont des impacts analogues au cours des premières années suivant la perturbation, avant de diverger au fur et à mesure que le peuplement gagne en âge. Les analyses ont mis en évidence des réponses comportementales différentes entre les feux et les coupes. Cette variabilité de réponses peut être expliquée par plusieurs facteurs comme les différences entre les habitats issus de coupe ou de feu (McRae et al. 2001; Taylor et al. 2013; Fourrier et al. 2013), les facteurs limitant le caribou (Rettie et Messier 2000; Gustine et al. 2006), ses besoins changeant selon les périodes de son cycle vital (Courtois et al. 2003) ou encore les échelles spatiale et temporelle considérées (Rettie et Messier 2000; Mayor et al. 2009).

Plus spécifiquement, nous avons mis en évidence un évitement des coupes de 0-5 ans, de 6-20 ans et de 20-40 ans, et des feux de 0-5 ans à l'échelle de l'aire d'étude; possiblement induit par le risque de prédation plus élevé dans les coupes de moins de 40 ans et les feux très récents, reconnus pour être fréquentés par les proies alternatives et les prédateurs (voir Fisher et Wilkinson 2005; Courbin et al. 2009; Peters et al. 2013). Les résultats de sélection d'habitat à l'échelle du domaine vital révèlent une utilisation modérée de certaines perturbations par le caribou, possiblement en lien avec la disponibilité de nourriture dans les habitats en régénération (Rettie et al. 1997; Joly et al. 2003; Hins et al. 2009); à ce titre, Beauchesne et al. (2013) ont montré que les femelles caribous fréquentent les coupes la nuit à certains moments de l'année, possiblement pour y acquérir des ressources. Cependant, les coupes et les feux de 0-5 ans étaient toujours globalement évités aux échelles de l'aire d'étude et du domaine vital saisonnier. Les secteurs à fortes densités de chemins forestiers étaient strictement évités pendant toutes les périodes. Rappelons que les chemins forestiers sont exclusifs aux coupes et qu'ils ont un profond impact négatif sur

le caribou (Courbin et al. 2009; Whittington et al. 2011; Latham et al. 2011; Leblond et al. 2013; Beauchesne et al. 2014).

Nous avons utilisé la taille des domaines vitaux et le taux de mouvements des caribous comme variables d'utilisation de l'espace. L'analyse de la taille des domaines vitaux a montré qu'à certaines périodes de l'année le caribou augmente la taille de son domaine vital en réponse aux perturbations (coupe ou feu). Cette réponse est cependant non linéaire car au-delà d'une certaine quantité de perturbations contenues dans le domaine vital, le caribou contracte celui-ci. Les caribous peuvent augmenter la taille de leurs domaines vitaux en réponse à une perte d'habitats de qualité ou pour maintenir une certaine quantité d'habitats favorables (McLoughlin et Ferguson 2000; Faille et al. 2010; Beauchesne et al. 2014). Cependant les caribous ne sont pas en mesure d'éviter les habitats non favorables au-delà d'une certaine quantité de perturbations et tendent à réduire la taille de leur domaine vital afin de limiter les impacts (Beauchesne et al. 2014). Le taux de mouvement n'a pas révélé de différences majeures entre les habitats après coupe et ceux après feu, mais a néanmoins mis en évidence un impact des routes. En effet, les caribous augmentaient leurs taux de mouvement aux abords des chemins forestiers, suggérant un stress associé à ces structures. La fragmentation des habitats par les chemins forestiers pour l'exploitation du bois est d'ailleurs reconnue pour avoir des répercussions négatives sur le caribou (Courbin et al. 2009; Whittington et al. 2011; Latham et al. 2011; Leblond et al. 2013; Beauchesne et al. 2014).

Ce projet de recherche s'inscrit dans la continuité des travaux réalisés sur le caribou forestier et sur les impacts de l'exploitation forestière. Avec la possibilité d'implanter l'aménagement écosystémique en forêt boréale, il est primordial d'améliorer nos connaissances de la réponse du caribou aux perturbations naturelles et anthropiques pour établir les liens entre cette stratégie d'aménagement forestier et la conservation du caribou forestier et de son habitat. Nos résultats suggèrent que les coupes et les feux ont un impact similaire au cours des premières années avant de diverger par la suite. Les coupes pourraient devenir plus favorables aux proies alternatives et aux prédateurs en vieillissant

(Potvin et al. 2005; Bordeur et al. 2008; Lesmerises et al. 2012), alors que les feux deviendraient plus propices au caribou, à mesure que la régénération se développe (Thomas et Kiliaan 1998; Jandt et al. 2008). La fragmentation des habitats par les routes et les chemins forestiers est étroitement liée à l'exploitation du bois (Saunders et al. 2002; Forman et al. 2003) et constitue une différence majeure entre les habitats après feu et après coupe. Nos résultats, en accord avec de nombreuses autres études (*p.ex.* Courbin et al. 2009; Whittington et al. 2011; Latham et al. 2011; Leblond et al. 2013; Beauchesne et al. 2014), suggèrent que cette perturbation anthropique supplémentaire à la coupe a de profonds impacts négatifs sur le comportement du caribou.

Les conclusions de ce projet serviront à améliorer les connaissances sur le caribou forestier et à orienter les mesures de gestion et de conservation de cette espèce et de son habitat. D'un point de vue appliqué, une attention particulière devrait être portée aux chemins forestiers puisque leur création et leur rayon d'influence entraînent une perte directe et une perte fonctionnelle d'habitat pour le caribou (Leblond et al. 2011), un effet trop souvent durable. Les chemins désuets pourraient par exemple être re-végétalisés afin de minimiser les impacts qu'ils ont sur les prédateurs et le caribou (voir Nellemann et al. 2010 pour un exemple de restauration). La récupération de bois brûlé après un feu est une pratique en expansion qui mérite réflexion, dans la mesure où des chemins sont créés pour la récupération de ce bois (Nappi et al. 2004; Lindenmayer et al. 2008), et que nous avons démontré que ces structures avaient d'importants impacts négatifs sur le caribou.

Un autre aspect important en gestion de la faune est la notion de seuil de perte d'habitat, qui peut être défini comme le point au delà duquel l'habitat change, excédant les niveaux pour lesquels les animaux sont adaptés et pouvant conduire au déclin des populations ou à l'extinction locale (Sorensen et al. 2008, Ficetola et Denoël 2009). Les populations animales sont supposées persister dans des paysages en changement si ces changements restent à l'intérieur de l'étendue des variations naturelles historiques auxquelles elles sont adaptées (Attiwill 1994; Angelstam 1998; Seymour et Hunter 1999). Environnement Canada (2011) a démontré que la dynamique des populations de caribou

était fortement affectée par les feux, les coupes et les routes, avec cependant un impact plus important des perturbations anthropiques que naturelles. Même si l'industrie forestière souhaite minimiser les impacts sur le caribou en adaptant ses pratiques forestières pour imiter les perturbations naturelles, il n'en reste pas moins que les coupes et les chemins forestiers sont des perturbations qui s'ajoutent aux perturbations naturelles (Boucher et al. 2009; Turner 2010), dont les effets affectent la dynamique prédateur-proie et ont de profondes répercussions sur les populations de caribou forestier et leur autosuffisance (Environnement Canada 2011). Puisque les feux et les coupes limitent l'autosuffisance des populations de caribou, la notion de seuil de perturbations cumulées pourrait être un concept intéressant permettant d'identifier une limite d'exploitation commerciale de la forêt à l'échelle du paysage (Rompré et al. 2010; Johnson 2013). Le fait que le comportement du caribou diffère dans les coupes et les feux laisse supposer que d'autres paramètres plus critiques pour la dynamique des populations comme le taux de survie ou le taux de reproduction pourraient également varier entre les deux types d'habitat. La prochaine étape pourrait être d'évaluer les réponses démographiques des populations et ultimement leur persistance dans les feux et les coupes, afin de pousser plus loin la compréhension des effets distincts de ces deux perturbations sur la démographie des hardes de caribou forestier.

Si l'aménagement écosystémique semble être une avenue prometteuse pour concilier l'exploitation des ressources forestières et les engagements de conservation de la biodiversité, nos résultats suggèrent que des ajustements doivent être faits pour raffiner cette stratégie dans l'aire de répartition du caribou forestier, puisque les coupes ont davantage d'impacts sur le caribou que les feux. De plus, la situation du caribou forestier n'est qu'un exemple parmi d'autres, puisque de nombreuses espèces sont confrontées aux impacts de l'exploitation des ressources forestières dans leur aire de répartition (*p.ex.* Paquin et Codere 1997; Drapeau et al. 2003; St-Laurent et al. 2008). Les mesures de conservation émises pour le caribou forestier, considéré espèce parapluie des forêts nordiques (Courtois et al. 2001), profiteraient dans un même temps à un bon nombre d'espèces inféodées aux forêts matures.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALLEN, T.F.H. et T.W. HOEKSTRA. 1992. The integration of ecological-studies – comment. *Functional Ecology* 6: 118-119.
- ANDERSON, T.A et C.J. JOHNSON. 2014. Distribution of barren-ground caribou during winter in response to fire. *Ecosphere* 5: 1-17.
- ANDREASSEN, H.P., K. HERTZBERG et R.A. IMS. 1998. Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole *Microtus oeconomus*. *Ecology* 79: 1223-1235.
- ANGELSTAM, P.K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9: 593-602.
- ARSENEAULT, D., N. VILLENEUVE, C. BOISMENU, Y. LEBLANC et J. DESHAYE. 1997. Estimating lichen biomass and caribou grazing on the wintering grounds of northern Quebec: An application of fire history and Landsat data. *Journal of Applied Ecology* 24: 65-78.
- ATTIWILL, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 6: 247-300.
- BARNES, B.V., D.R. ZAK, S.R. DENTON et S.H. SPURR. 1998. *Forest ecology*. John Wiley & Sons, Inc., 774 pp.
- BEAUCHESNE, D., J.A.G. JAEGER et M.-H. ST-LAURENT. 2013. Disentangling woodland Caribou movements in response to clearcuts and road across temporal scales. *PlosOne* 8: 1-11.

- BEAUCHESNE, D., J.A.G. JAEGER et 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.
- BELISLE, M., A. DESROCHERS et M.-J. FORTIN. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82: 1893-1904.
- BERGERON, Y et P.-R. DANSEREAU. 1993. Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *Journal of Vegetation Science* 4: 827-832.
- BERGERON, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81: 1500-1516.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle* 75: 49:54.
- BERGERON, Y., P. DRAPEAU, S. GAUTHIER et N. LECOMTE. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *The Forestry Chronicle* 83: 326-337.
- BERGERON, Y., P.J.H. RICHARD, C. CARCAILLET, S. GAUTHIER, M. FLANNINGAN et Y.T. PRAIRIE. 1998. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. *Conservation Ecology* [En ligne] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol2/iss2/art6/>, page consultée le 12 février 2015
- BERGERUD, A.T. 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *Journal of Wildlife Management* 38: 757-770.

- BOUCHARD, M. et D. POTHIER. 2011. Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec. *Forest Ecology and Management* 261: 811-820.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT, L. SIROIS et L. BLAIS. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24: 171-184.
- BOUDREAULT, C., Y. BERGERON, S. GAUTHIER et P. DRAPEAU. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1080-1093.
- BRIAND, Y., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT. 2009. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. *Ecoscience* 16: 330-340.
- BRODEUR, V., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS et D. FORTIN. 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 86: 1307-1316.
- BRUMELIS, G. et T.J. CARLETON. 1989. The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. II. Understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology* 26: 321-339.
- CARLETON, T. et P. MC LELLAN. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: A comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience* 1: 141-152.
- COURBIN, N., D. FORTIN C. DUSSAULT et R. COURTOIS. 2014. Logging-induced changes in habitat network connectivity shape behavioral interactions in the wolf-caribou-moose system. *Ecological Monographs* 84: 265-285.

- COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et 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. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski, Québec, 350 pp.
- COURTOIS, R., A. GRINGAS, D. FORTIN, A. SEBBANE, B. ROCHETTE et L. BRETON. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2837-2849.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GRINGAS, C. DUSSAULT et D. BANVILLE. 2001. La situation du caribou forestier au Québec. *Le Naturaliste Canadien* 125: 53-63.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON, A. GRINGAS et C. DUSSAULT. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Ecoscience* 14: 491-498.
- CYR, D., S. GAUTHIER, Y. BERGERON et C. CARCAILLET. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 519-524.
- DE BLOIS, S., G. DOMON et A. BOUCHARD. 2001. Environmental, historical, and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. *Landscape Ecology* 16: 421-436.
- DELARUM, F., S. BOUTIN et J.S. DUNFORD. 2007. Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 85: 26-32.
- DELCOURT, H.R. et P.A. DELCOURT. 1988. Quaternary landscape ecology: Relevant scales in space and time. *Landscape Ecology* 2: 23-44.

- DRAPEAU, P., A. LEDUC, J.-P. SAVARD et Y. BERGERON. 2001. Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales. *Le Naturaliste Canadien* 125: 41-46.
- DRAPEAU, P., A. LEDUC, Y. BERGERON, S. GAUTHIER et J.-P. SAVARD. 2003. Bird communities of old spruce-moss forest in the Clay Belt region: Problems and solutions in forest management. *The Forestry Chronicle* 79: 531-540.
- DREVER, C.R., G. PETERSON, C. MESSIER, Y. BERGERON et M. Flannigan. 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2285-2299.
- DUNFORD, J.S., P.D. MCLOUGHLIN, F. DELARUM et S. BOUTIN. 2006. Lichen abundance in the peatlands of northern Alberta: Implications for boreal caribou. *Ecoscience* 13: 469-474.
- DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, J. HUOT, L. BRETON, H. JOLICOEUR et D. KELT. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28: 619-628.
- DUSSAULT, C., V. PINARD, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS et 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.
- DZUS, E., J. RAY, I. THOMPSON et C. WEDELES. 2010. Caribou and the National Boreal Standard: Report of the FSC Canada Science Panel, rapport préparé pour FSC Canada, 71 pp.
- ELLIS, E.C. 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Physical, Mathematical and Engineering Sciences* 369: 1010-1035.

- 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. 116p. et annexes.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2014. Registre public des espèces en péril, Loi sur les espèces en péril, Profil d'espèce, Caribou Population boréale [En ligne] URL: http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=636; page consultée le 26 janvier 2015
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- FAILLE, G., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN, R. COURTOIS, M.-H. ST-LAURENT et C. DUSSAULT. 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* 143: 2840-2850.
- FENTON, N.J., M. SIMARD et Y. BERGERON. 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Journal of Forest Research* 14: 258-267.
- FERGUSON, M.A.D. et F. MESSIER. 2000. Mass emigration of arctic tundra caribou from a traditional winter range: population dynamics and physical condition. *Journal of Wildlife Management* 64: 168-178.
- FERGUSON, S.H. et P.C. ELKIE. 2005. Use of lake areas in winter by woodland caribou. *Northeastern Naturalist* 12: 45-66.
- FESTA-BIANCHET, M., J.C. RAY, S. BOUTIN, S.D. CÔTÉ et A. GUNN. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89: 419-434.

- FICETOLA, G.F. et M. DENOËL. 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in specie-habitat relationships. *Ecography* 32: 1075-1084
- FISHER, J.T. et L. WILKINSON. 2005. The response of mammals to forest fire and timber in the North America boreal forest. *Mammal Review* 35:51-81.
- FOLEY, J.A., R. DE FRIES, G.P. ASNER, C. BARFORD, G. BONAN, S.R. CARPENTER, F.S. CHAPIN, M.T. COE, G.C. DAILY, H.K. GIBBS, J.H. HELKOWSKI, T. HOLLOWAY, E.A. HOWARD, C.J. KUCHARIK, C. MONFREDA, J.A. PATZ, I.C. PRENTICE, N. RAMANKUTTY et P.K. SNYDER. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- FOREST STEWARDSHIP COUNCIL. 2014. Norme canadienne d'aménagement forestier. Proposition d'indicateurs pour la gestion des espèces en peril incluant le caribou forestier. Révision des normes d'aménagement forestier. 32 pp.
- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONETTE, A.P. CLAVENGER., C.D. CUTSHALL, V.H. DALE, L. FAHRIG, R.L. FRANCE, C.R. GODMAN, K. HEANUE, J. JONES, F. SWANSON, T. TURRENTINE et T. WINTER. (Eds.). 2003. *Road ecology: Sciences and solutions*. Washington, DC: Island Press.
- FRELICH, L.E. et P.B. REICH. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monographs* 65: 325-346.
- GAUDRY, W. 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Québec, 113 pp.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC et Y. BERGERON. 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environmental Monitoring and Assessment* 39: 417-434.

- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le Naturaliste Canadien* 125: 10-17.
- GAUTHIER, S., L. DE GRANDPRE et Y. BERGERON. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11: 781-790.
- GAUTHIER, S., M.-A. VAILLANCOURT, A. LEDUC, L. DE GRANDPRÉ, D. KNEESHAW, H. MORIN, P. DRAPEAU et Y. BERGERON. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presse de l'Université du Québec. 600pp.
- GERARDO, L., F. CARFAGNO et P.J. WEATHERHEAD. 2008. Energetics and space use: intraspecific and interspecific comparisons of movements and home ranges of two colubrid snakes. *Journal of Animal Ecology* 77:416-424.
- GUSTINE, D.D., K.L. PARKER, R.J. LAY, M.P. GILLINGHAM et D.C. HEARD. 2006. Interpreting resource selection at different scales for woodland caribou in winter. *Journal of Wildlife Management* 10: 1601-1614.
- HAEUSSLER, S. et D. KNEESHAW. 2003. Comparing forest management of the boreal forest: emulating nature, minimizing impacts, and supporting communities. Edité par P.J. Burton, C. Messier, D.W. Smith et W.L. Adamowicz, NRC Research Press, Ottawa, Ont. pp. 307-368.
- HARGIS, C.D., J.A. BISSONETTE et D.L. TURNER. 1999. The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology* 36: 157-172.
- HART, S.A. et H.Y.H. CHEN. 2006. Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25: 381-397.

- HARVEY, V., S.D. COTE et M.O. HAMMILL. The ecology of 3-D space use in a sexually dimorphic mammal. *Ecography* 31:371-380.
- HINS, C., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT et 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.
- ILISSON, T. et H.Y.H. CHEN. 2009. Response of six boreal tree species to stand replacing fire and clearcutting. *Ecosystems* 12: 820-829.
- JDANT, R., K. JOLY, C.R. MEYERS et C. RACINE. 2008. Slow recovery of lichen on burned caribou winter range in Alaska tundra: potential influences of climate warming and other disturbance factors. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 40: 89-95.
- JOHNSON, C.J. 2013. Identifying ecological thresholds for regulating human activity: Effective conservation or wishful thinking? *Biological Conservation* 168: 57-65.
- JOHNSON, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71.
- JOHNSON, E.A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, New York, New York, USA, 144p.
- JOHNSON, E.A., K. MIYANISHI et J.M.H. WEIR. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest: landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* 9: 603-610.

- JOLY, K., B.W. DALE., W.B. COLLINS et L.G. ADAMS. 2003. Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 81: 1192-1201.
- KIMMINS, J.P. 1997. *Forest Ecology: a foundation for sustainable management*. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J. 596 pp.
- KIMMINS, J.P. 2004. Emulating natural forest disturbance: What does this mean? Dans A.H. Perera, L.J. Buse et M.G. Weber (eds.). *Emulating natural forest landscape disturbances: concepts and applications*. pp. 8-28. Columbia University Press, New York.
- KLEIN, D.R. 1982. Fire, lichens, and caribou. *Journal of Range Management* 35: 390-395.
- KULAKOWSKI, D. et T.T. VEBLEN. 2007. Effect of prior disturbances on the extent and severity of wildfire in Colorado subalpine forests. *Ecological Society of America* 88: 759-769.
- KUULUVAINEN, T. et R. GRENFELL. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management - theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1185-1203.
- LATHAM, A.D.M., M.S. BOYCE et S. BOUTIN. 2011. Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. *Ecological Applications* 21: 2854-2865.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* 289: 32-40.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et 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., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et 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.
- LECLERC, M., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* 176: 297-306.
- LEDUC, A., Y. BERGERON, P. DRAPEAU, B. HARVEY et S. GAUTHIER. 2000. Le régime naturel des incendies forestiers: Un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale. *L'Aubelle*, Novembre-Décembre 2000, p. 13-16, 22.
- LESMERISES, F., C. DUSSAULT et 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 et 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.
- LEVIN, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- LINDENMAYER, D.B. et J. FISCHER. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 127-132.
- LINDENMAYER, D.B., P.J. BURTON et J.F. FRANKLIN. 2008. Salvage logging and its ecological consequences. Island Press, 2nd edition, 248 pp.
- LOSIER, C., S. COUTURIER, M.-H. ST-LAURENT, P. DRAPEAU, C. DUSSAULT, T. RUDOLPH, V. BRODEUR, J. MERKLE et D. FORTIN. 2015. Adjustments in habitat selection to changing availability induce fitness costs for a threatened ungulate. *Journal of Applied Ecology* DOI: 10.1111/1365-2664.12400.

- MAYOR, S.J., J.A. SCHAEFER, D.C. SCHNEIDER et S.P. MAHONEY. 2009. The spatial structure of habitat selection: A caribou's-eye-view. *Acta Oecologica* 35: 253-260.
- MC RAE, D.J., L.C. DUCHESNE, B. FREEDMAN, T.J. LYNHAM et S. WOODLEY. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Review* 9: 223-260.
- MCLOUGHLIN, P.D. et S.H. FERGUSON. 2000. A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size. *Ecoscience* 7: 123-130.
- MESSIER, F. 1994. Ungulate population-models with predation - A case-study with the north-American moose. *Ecology* 75: 478-488
- METHVEN, I. et V. FEUNEKES. 1987. Fire games for park managers: exploring the effect of fire on landscape vegetation patterns. In: Moss, J.M. (ed.), *Landscape Ecology and Management. Proceeding of the first symposium of the Canadian Society for Landscape Ecology and Management*. University of Guelph, Ontario. pp. 101-109.
- MLADENOFF, D.J., M.A. WHITE, J. PASTOR et T.R. CROW. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological Applications* 3: 294-306.
- MORNEAU, C. et S. PAYETTE. 1989. Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Canadian Journal of Botany* 67: 2770-2782.
- NAPPI, A., P. DRAPEAU et J.-P.L. SAVARD. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: is it becoming a hot issue for wildfire? *The Forestry Chronicle* 80: 67-74.

- NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHOY, O.-G. STOEN, B.P. KALTENBORN, F. HANSSSEN et R. HELGESEN. 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18: 873-881.
- PAQUIN, P. et D. CODERE. 1997. Deforestation and fire impact on edaphic insect larvae and other macroarthropods. *Environmental Entomology* 26: 21-30.
- PAYETTE, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In H.H. Shugart, R. Leemans and G.B. Bonan (eds.). *A system analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, New York.
- PETERS, W., M. HEBBLEWHITE, N. DECESARE, F. CAGNACCI et M. MUSIANI. 2013. Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscape. *Ecography* 36: 487-498.
- PICKETT, S.T.A., S.L. COLLINS et J.J. ARMESTO. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69: 109-114.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et 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.
- POTVIN, F., L. BRETON et R. COURTOIS. 2005. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 151-160.
- REES, D.C. et G.P. JUDAY. 2002. Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska. *Forest Ecology and Management* 155: 291-302.
- RETTIE, W.J. et F. MESSIER. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23: 466-478.

- RETTIE, W.J., J.W. SHEARD et F. MESSIER. 1997. Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: relating wildlife habitat to forest cover data. *Forest Ecology and Management* 93: 245-260.
- ROBERGE, J.-M. et P. ANGELSTAM. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18: 76-85.
- ROMPRÉ, G., Y. BOUCHER, L. BÉLANGER, S. CÔTÉ et W.D. ROBINSON. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: The use of critical threshold for habitat. *The Forestry Chronicle* 86: 589-596.
- SAPERSTEIN, L. 1996. Winter forage selection by barren-ground caribou: effects of fire and snow. *Rangifer* 9: 237-238.
- SAUNDERS, S.C., M.R. MISLIVETS., J. CHEN et D.T. CLELAND. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the northern Great Lakes region, USA. *Biological Conservation* 103: 209-225.
- SCHAEFER, J.A. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology* 17: 1435-1439.
- SCHAEFER, J.A. et W.O. PRUITT. 1991. Fire and woodland caribou in southeastern Manitoba. *Wildlife Monographs* 116: 1-39.
- SCHMIEGELOW, F.K.A., C.S. MACHTANS et S.J. HANNON. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78: 1914-1932.
- SEIDL, R., W. RAMMER et T.A. SPIES. 2014. Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications* 24: 2063-2077.

- SEIP, D.R. 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1494-1503.
- SEYMOUR, R.S., et M.L. HUNTER. 1999. Principles of ecological forestry. In M.L. Hunter Jr.(ed.). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Pp 22-61. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- SHULTE, L.A., D.J. MLADENOFF, T.R. CROE, L. MERRICK et D.T. CLELAND. 2007. Homogenization of northern U.S. Great Lakes forests as a result of land use. *Landscape Ecology* 22: 1089-1103.
- SLOCOMBE, D.S. 1998. Lessons from experience with ecosystem-based management. *Landscape and Urban Planning* 40:31-39.
- SORENSEN, T., P.D. MCLOUGHLIN, D. HERVIEUX, E. DZUS, J. NOLAN, B. WYNES et S. BOUTIN. 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. *Journal of Wildlife Management* 72: 900-905.
- ST-LAURENT, M.-H., C. DUSSAULT, J. FERRON et R. GAGON. 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., J. FERRON., S. HACHE et R. GAGNON. 2008. Planning timber harvest of residual forest stands without compromising bird and small mammal communities in boreal landscape. *Forest Ecology and Management* 254: 261-275
- STUART-SMITH, A.K., C.J.A. BRADSHAW, S. BOUTIN, D.M. HEBERT et A.B. RIPPIN. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61: 622-633.

- SZARO, R.C., W.T. SEXTON et C.R. MALONE. 1998. The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 40: 1-7.
- TAYLOR, A.R., T. HART et H.Y.H. CHEN. 2013. Tree community structural development in young boreal forests: A comparison of fire and harvesting disturbance. *Forest Ecology and Management* 310: 19-26.
- THOMAS, D. et E.J. TAYLOR. 1990. Study designs and tests for comparing use and availability. *Journal of Wildlife Management* 54: 322-330.
- THOMAS, D.C. et H.P.L KILIAAN. 1998. Fire-caribou relationships. (IV) Recovery of habitat after fire on winter range of the Beverly Herd. Tech. Rep. Ser. No. 312, Canadian Wildlife Service, Prairie and Northern Region, Edmonton, Alberta.
- TURNER, M.G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91: 2833-2849.
- TURNER, M.G., R.H. GARDNER et R.V. O'NEIL. 2001. *Landscape ecology in theory and practice. Pattern and process.* Springer-Verlag, New York, 401 p
- VORS, L.S. et M.S. BOYCE. 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15: 2626-2633.
- WHEATLEY, M. et C. JOHNSON. 2009. Factors limiting our understanding of ecological scale. *Ecological Complexity* 6: 150-159.
- WHITTLE, C.A., L.C. DUCHESNE et T. NEEDHAM. 1997. Comparison of emergence methods to evaluate viable plant propagules in forest soils following fire. *Canadian Field Naturalist* 111: 436-439.
- WITH, K.A., S.J. CADARET et C. DAVIS. 1999. Movement responses to path structure in experimental fractal landscapes. *Ecology* 80: 1340-1353.

- WITTHINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N.J. DECESARE, L. NEUFELD, M. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI. 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48: 1535-1542.
- WITTMER, H.U., B.N. MCNELLAN, R. SERROUYA et C.D. APPS. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76: 568-579.