



Université du Québec
à Rimouski

Impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat du caribou de la Gaspésie-Atlantique

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 M. Sc. maître ès sciences

PAR

© **MARIE-AUDREY NADEAU FORTIN**

Juin 2015

Composition du jury :

Robert Schneider, président du jury, Université du Québec à Rimouski

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

Luc Sirois, codirecteur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Jean-Pierre Tremblay, examinateur externe, Université Laval

Dépôt initial le 16 mars 2015

Dépôt final le 26 juin 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 voudrais d'abord remercier mon directeur, Martin-Hugues St-Laurent, pour sa grande disponibilité et son encadrement, ainsi que mon codirecteur, Luc Sirois, pour son soutien et ses nombreux conseils. Merci à vous deux de m'avoir fait confiance en me permettant de réaliser ce projet. Votre compréhension et votre patience m'ont permis de surmonter les quelques épreuves qui ont ponctué mon parcours, en me laissant le temps dont j'avais besoin et je vous en suis reconnaissante. Je dis également un gros merci à Alain Caron, qui avait toujours les réponses à mes innombrables « petites questions » en statistiques!

Dans un autre ordre d'idée, j'aimerais remercier Louis Imbeau et Joël Bêty, membres du comité évaluateur de mon devis, ainsi que Jean-Pierre Tremblay et Robert Schneider, membres du comité évaluateur de ce mémoire. Merci pour votre temps et vos commentaires constructifs qui ont contribué au succès de ce projet.

Je remercie les membres du labo, les anciens comme les nouveaux, qui ont croisé mon chemin: Christine, Alexandra, Frédéric, Rémi, Mathieu L., Mathieu B., Jonathan, Alexandre, Esmarella, Sylvain, Marylène, William, Martin et Solène. Vous êtes une sacrée belle gang! La barre est haute pour mes prochains collègues! Merci aussi aux membres des labos Bêty et Berteaux, qui contribuent tout autant à faire du C-405 un endroit si agréable et stimulant!

Le succès de ce projet passe certainement par les nombreuses heures passées sur le terrain. Je voudrais donc remercier Fred, ainsi que les assistant(e)s, Alexandra, Mathilde, Pascal et Maxime, pour leur assiduité et leur bonne humeur, beau temps, mauvais temps, dans un chablis et même du St-Michel! Je suis fière des amitiés qui sont nées de ce fameux été aux Mines Madeleine.

Merci à mes billots-logistes préférés, Pat, Guillaume, Véro et Val, sur qui, malgré la distance, je peux toujours compter pour discuter et rire un bon coup, et qui m'appuient inconditionnellement! De retour à Rimouski, merci encore une fois à Christine, Alexandra et Mathilde d'être les femmes merveilleuses qu'elles sont, mes précieuses amies et confidentes. Merci de votre écoute et de votre support indéfectible.

Évidemment, je voudrais remercier Vincent. Merci pour les fous rires, ton aide et tes conseils toujours pertinents, merci d'endurer mes moments d'anxiété, de croire en moi et de rendre la vie à Rimouski si belle. Toujours sur une note très personnelle, merci à ma famille pour leur support, en particulier ma grande sœur, la meilleure du monde, sans qui je ne serais certainement pas en train de rédiger ce mémoire à l'heure actuelle. Merci aussi à Louise et Jean, pour leur grande générosité.

Finalement, je voudrais remercier les partenaires financiers, essentiels à la réalisation de ce projet: les Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologies, la Fondation Canadienne pour l'Innovation, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Environnement Canada, la Société des Établissements de Plein Air du Québec, le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG), EnviroNord – le programme de formation FONCER du CRSNG en sciences environnementales nordiques, le Centre d'Études Nordiques, l'Université du Québec à Rimouski, la Fondation de la Faune du Québec et le Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles.

RÉSUMÉ

Le déclin du caribou de la Gaspésie-Atlantique (*Rangifer tarandus caribou*) serait attribuable à l'expansion des perturbations anthropiques dans son aire de répartition. Les coupes forestières et les structures linéaires entraîneraient la perte directe ou fonctionnelle des habitats préférentiels du caribou et généreraient des caractéristiques d'habitat favorisant ses prédateurs. Afin de rétablir cette population, un plan d'aménagement forestier préconise l'application de coupes forestières extensives dans son aire de répartition. L'objectif principal du projet était d'évaluer les impacts des coupes forestières sur l'habitat du caribou à deux échelles spatiales. Les sous-objectifs étaient de 1) quantifier les perturbations anthropiques dans l'aire de répartition du caribou et son habitat essentiel, une zone où les activités anthropiques sont réglementées, et 2) comparer les impacts de traitements sylvicoles sur les attributs d'habitat utilisés par le caribou, ses prédateurs (l'ours noir, *Ursus americanus*, et le coyote, *Canis latrans*) et une proie alternative (l'orignal, *Alces americanus*). Environnement Canada (2008, 2011) a développé un modèle basé sur une relation recrutement – perturbations reliant les perturbations totales d'un territoire à la probabilité d'autosuffisance de la population. Avec ce modèle, nous avons démontré que les taux de perturbation dans l'aire de répartition du caribou (75%) et son habitat essentiel (61%) étaient plus élevés que le seuil de 35 – 45% qu'il est recommandé de ne pas dépasser. Ces taux élevés s'expliquaient par la présence des nombreuses structures linéaires et leur zone d'influence. Pour notre second sous-objectif, nous avons échantillonné 291 sites dans sept types de traitements sylvicoles, suivant un gradient de sévérité. Une analyse canonique de correspondance partielle a démontré que les forêts résineuses matures présentaient les caractéristiques d'habitat les plus favorables au caribou, mais que celles des traitements peu sévères étaient similaires. Les traitements plus sévères favorisaient les prédateurs, en supportant davantage d'arbustes fruitiers et de brout pour l'orignal. Nos résultats suggèrent qu'un régime extensif est une stratégie de conservation pertinente pour le caribou à l'échelle du peuplement. Cependant, la création supplémentaire de structures linéaires n'est pas souhaitable. Nous sommes d'avis que le rétablissement de cette population doit passer par la restauration de son habitat, tant à l'échelle du peuplement que du paysage.

Mots-clés: caribou de la Gaspésie-Atlantique, ours noir, coyote, orignal, régime forestier extensif, traitements sylvicoles alternatifs, structures linéaires, seuil de perturbation, restauration d'habitat.

ABSTRACT

The expansion of anthropogenic disturbances within the range of Atlantic-Gaspésie caribou (*Rangifer tarandus caribou*) is the main cause identified to explain the decline of this population. Logging and linear structures have resulted in direct or functional losses of the preferential habitats of caribou and generated suitable habitat characteristics for its predators. A forest management plan, implemented as a conservation strategy for this caribou population, advocates the application of extensive silviculture within the caribou range. The main objective of our study was to assess the impacts of forest management on the habitat of caribou, at two spatial scales. More precisely, we aimed at 1) quantifying the level of anthropogenic disturbances within the range of caribou and its critical habitat, an area where human activities are restricted, and 2) comparing the impacts of silvicultural treatments on habitat attributes used by caribou, its predators (black bear, *Ursus americanus*, and coyote, *Canis latrans*) and an alternative prey (moose, *Alces americanus*). Environment Canada (2008, 2011) developed a model based on a recruitment - disturbance relationship, which links the total disturbance within a caribou range to the population self-sustainability. Based on this model, we showed that disturbance levels within the caribou range (75%) and the critical habitat (61%) were higher than the recommended threshold of 35 – 45%. These high disturbance levels were essentially induced by the footprint of numerous linear structures. At the second scale, we sampled 291 sites representative of seven types of silvicultural treatments along a gradient of severity. A partial canonical correspondence analysis showed that mature coniferous forests offer good habitat conditions for caribou, while low-severity treatments maintain comparable conditions. More severe treatments were beneficial to predators as they support more fruit-bearing shrubs and moose browsing. Our results suggest that an extensive forest regime could be a relevant conservation strategy for caribou at the stand level, but that the associated increase in linear structures would appear undesirable. We also consider that the recovery of this endangered caribou population relies on the restoration of its habitat, both at the stand and the landscape scales.

Keywords: Atlantic-Gaspésie caribou, black bear, coyote, moose, extensive forest regime, alternative silvicultural treatments, linear structures, disturbance levels, habitat restoration.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	vii
RÉSUMÉ.....	ix
ABSTRACT.....	xi
TABLE DES MATIÈRES.....	xiii
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES FIGURES.....	xvii
INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE 1 LES PARCS NATIONAUX NE PEUVENT SUFFIR À CONSERVER DES POPULATIONS MENACÉES DE GRANDS CERVIDÉS: LE CAS DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE-ATLANTIQUE.....	11
RÉSUMÉ.....	11
INTRODUCTION.....	13
MÉTHODES.....	16
RÉSULTATS.....	20
DISCUSSION.....	20
IMPLICATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT.....	23
REMERCIEMENTS.....	24
RÉFÉRENCES.....	25
CHAPITRE 2 UNE SYLVICULTURE EXTENSIVE COMME STRATÉGIE POUR CONCILIER CONSERVATION ET FORESTERIE: LE CAS DE LA POPULATION MENACÉE DE CARIBOU DE LA GASPÉSIE-ALANTIQUE.....	33
RÉSUMÉ FRANÇAIS.....	33

ABSTRACT	35
INTRODUCTION	36
METHODS	39
RESULTS	43
DISCUSSION	45
MANAGEMENT IMPLICATIONS.....	50
ACKNOWLEDGEMENTS.....	52
REFERENCES	52
APPENDIX A.....	69
CONCLUSION GENERALE.....	71
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	79

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1.1** Catégories de perturbations anthropiques et naturelles identifiées lors de la cartographie des perturbations. Toutes les perturbations naturelles polygonales sont âgées de ≤ 40 ans et les zones d'exploitation forestière sévère de ≤ 50 ans.30
- Tableau 1.2** Taux de perturbation par catégorie et cumulés. Les taux cumulés sont calculés avec le Modèle 1 (brûlis + perturbations anthropiques polygonales et linéaires) et le Modèle 2 (perturbations naturelles totales + perturbations anthropiques polygonales et linéaires) pour chaque méthode de délimitation. Dans tous les cas, une zone tampon de 500 mètres est additionnée à la superficie de chaque perturbation anthropique afin de tenir compte de leur zone d'influence pour le caribou. Les taux cumulés sont calculés en fusionnant l'ensemble des perturbations et de leur zone tampon afin d'éviter le chevauchement, alors que les taux par catégorie ne tiennent pas compte du chevauchement. Les taux par catégorie ne sont donc associés à aucun modèle et leur addition peut excéder 100% en raison du chevauchement.31
- Table 2.1** Acronyms and description of silvicultural treatments and number of sampled sites (replicates, n).61
- Table 2.2** Eigenvalue (λ), correlation coefficient between silvicultural treatments and environmental variables, cumulative proportion of total and constrained variance explained, and statistics (F-ratio, p -value) of the seven pCCA axes. The column « Condition » showed the result obtained for covariates (See Table 2.3 for the complete list of environmental variables and covariates used in our model).63
- Table 2.3** Mean value (\pm standard deviation, SD) and range of values (minimum – maximum), eigenvalue (λ), proportion of total and constrained variance explained, and statistics (F-ratio, p -value) of each environmental variable and covariate included in the pCCA. Environmental variables are ranked according to their contribution to the total variance; from the highest to the lowest.64

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1** Cartographie (a) de l'aire de répartition délimitée selon la méthode du PCM 95% et de l'habitat essentiel, située dans la péninsule gaspésienne au sud-est du fleuve Saint-Laurent, (b) des différents types de perturbations dans l'aire de répartition, (c) de la superficie perturbée telle que calculée avec le Modèle 1 pour les populations boréales de caribous des bois (Environnement Canada 2011), c.-à-d. qui incorpore uniquement les brûlis comme perturbation naturelle d'importance, et (d) avec le Modèle 2, plus représentatif de la dynamique naturelle de la région gaspésienne puisqu'il incorpore également les épidémies d'insectes et les chablis.32
- Figure 2.1** Location of the study area in the Gaspé Peninsula, southeast of the St. Lawrence River (left insert). The map shows the boundaries of the Gaspésie National Park and the surrounding Wildlife Reserves, the boundaries of the study area as defined by a minimum convex polygon which includes all study sites and the location of study sites.66
- Figure 2.2** pCCA ordination biplot of silvicultural treatments (see Table 1 for complete name of each treatment) according to environmental variables (consap: density of coniferous saplings; harvest: % of harvested basal area; fruit: density of fruit-bearing shrubs, except *Rubus* spp. and *Ribes* spp.; latcov: lateral cover; *Rubus/Ribes*: cover of *Rubus* spp. and *Ribes* spp.; browse: density of stems browsed by moose; decsap: density of deciduous saplings; decba: basal area of deciduous trees; snagba: basal area of snags; lichen: arboreal fruticose lichen biomass; conba: basal area of coniferous trees; cancov: canopy cover; height: mean height of dominant trees). The first axis is interpreted as a gradient of stand density, from the lowest (left) to the highest (right). The second axis is interpreted as a compositional gradient of the forest regeneration, from deciduous at the bottom to coniferous at the top. Roman number in each quadrant indicates the position of the quadrant. Animal species icons were added in order to visually associate species with the treatments that are the most beneficial to them.67

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les régimes de perturbations en forêt boréale

Les perturbations naturelles conditionnent la structure des écosystèmes forestiers (Brokaw 1985; Franklin *et al.* 2002), leurs fonctions écologiques (Ulanova 2000; Certini 2005) et leur composition en espèces (Denslow 1987; Petraitis *et al.* 1989), tant à l'échelle locale que celle du paysage (Kuuluvainen 1994). Les régimes de perturbations naturelles en forêt boréale varient grandement à travers le monde (Bergeron *et al.* 2002; Frelich 2002; Angelstam & Kuuluvainen 2004). Au Québec, les feux de forêt constituent une perturbation naturelle importante à l'ouest de la province (Boucher *et al.* 2003; Fenton *et al.* 2009), avec des cycles relativement courts (~150 ans; Bergeron *et al.* 2002) comparativement à ceux observés dans l'est (jusqu'à 500 ans vers le Labrador; Foster 1983), où le climat est plus humide (Lauzon *et al.* 2007). Hormis les feux, les épidémies d'insectes ravageurs, en particulier la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), et les chablis sont aussi des agents majeurs de perturbation des paysages forestiers (Kneeshaw & Bergeron 1998; De Granpré *et al.* 2000). Dans les régions où les perturbations primaires surviennent au cours de longs intervalles seulement, les paysages sont généralement dominés par de grands massifs de forêts inéquiennes et irrégulières (Boucher *et al.* 2003; Pham *et al.* 2004; Fenton *et al.* 2009). Toutefois, il est apert que les régimes de perturbations naturelles ont pratiquement partout été fortement altérés par l'intensification des activités d'exploitation forestière au cours du dernier siècle (Östlund *et al.* 1997; Boucher *et al.* 2009).

Les différences entre les forêts naturelles et aménagées

L'avènement de l'industrialisation a permis une intensification de l'exploitation forestière (Östlund *et al.* 1997; Boucher *et al.* 2009). À l'instar du reste du Canada, les coupes qui prélèvent la grande majorité des tiges en place ont longtemps été appliquées à grande échelle au Québec pour des raisons économiques (McRae *et al.* 2001; Gauthier *et al.* 2008). En forêt boréale, un régime forestier de coupes sévères diffère cependant en plusieurs points des régimes de perturbations naturelles, qu'ils soient dominés par des feux (McRae *et al.* 2001), des épidémies d'insectes (Belle-Isle & Kneeshaw 2007) ou encore des chablis (Waldron *et al.* 2014). Ces différences concernent notamment l'intervalle de temps entre les perturbations, leur taille et leurs effets sur les organismes, les communautés ou l'écosystème (Gauthier *et al.* 2008). Il en résulte que les forêts aménagées sont généralement plus jeunes, contiennent davantage d'essences de lumière et moins de bois mort, ont une structure interne relativement simplifiée et sont plus fragmentées par rapport aux forêts pré-industrielles (Kouki *et al.* 2001; McRae *et al.* 2001; Etheridge *et al.* 2005; Gauthier *et al.* 2008; Boucher *et al.* 2009; Dupuis *et al.* 2011). Ces différences ont engendré plusieurs problématiques environnementales auxquelles tente de répondre l'aménagement forestier écosystémique.

L'aménagement forestier écosystémique

La Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier est entrée en vigueur au Québec le 1^{er} avril 2013 (chapitre A-18.1, Gouvernement du Québec 2015a). L'instauration de l'aménagement forestier écosystémique est au cœur-même de cette loi (MFFP 2015). La notion d'aménagement écosystémique n'est cependant pas nouvelle, puisqu'elle était déjà couramment abordée dès le début des années '90 (p. ex. Kessler *et al.* 1992; Franklin 1993; Hunter 1993; Grumbine 1994). L'une des prémisses de base de l'aménagement écosystémique est que l'émulation des perturbations naturelles par nos pratiques forestières devrait garantir que l'essentiel de la biodiversité et des fonctions écologiques des

écosystèmes aménagés sera préservé, puisque les espèces ont évolué sous des conditions d'habitat induites par les régimes de perturbations naturelles (Attiwill 1994; Angelstam 1998; Landres *et al.* 1999; Seymour & Hunter 1999). En priorisant ainsi la conservation de la biodiversité à différents niveaux d'organisation (p.ex. gènes, espèces et communautés), la probabilité de préserver la résistance et la résilience des écosystèmes forestiers augmentera, de même que la probabilité de maintenir la pérennité des biens et services pouvant être tirés de ces écosystèmes (Gauthier *et al.* 2008). Au cours des dernières années, plusieurs stratégies sylvicoles s'inspirant des régimes de perturbations naturelles ont été élaborées en forêt boréale (p. ex. Bergeron & Harvey 1997; Bergeron *et al.* 1999, 2002; Harvey *et al.* 2002; Fenton *et al.* 2009). Plus récemment, des travaux ont démontré l'efficacité de certains de ces traitements sylvicoles dans le maintien de la biodiversité; parmi ceux-ci, Rosenvald & Lõhmus (2008) ont démontré que la coupe avec rétention (lib. *green-tree retention cutting*) convenait pour plusieurs espèces de champignons ectomycorhiziens, de lichens épiphytes, de coléoptères, de salamandres et de micromammifères.

Dans le but de prélever un volume de bois équivalent à celui tiré d'un régime forestier plus sévère, l'application d'un régime sylvicole utilisant des coupes avec un niveau de rétention élevé pourrait cependant impliquer une fréquence accrue d'interventions sur un territoire plus vaste. Ainsi, il est possible qu'un tel régime sylvicole ne convienne pas à certaines espèces sensibles ou ayant des besoins en habitat très stricts (Seip 1998; Bélanger 2001). En de tels cas, les stratégies sylvicoles pourraient être raffinées en considérant davantage les besoins spécifiques de ces espèces, par exemple en s'assurant de conserver des attributs d'habitat importants pour ces espèces, ou en évitant d'atteindre un seuil de tolérance propre à chacune (Bergeron *et al.* 2007). À ce titre, il est intéressant d'étudier les impacts de ces nouvelles pratiques forestières sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), dont le déclin global est en partie attribuable à la perte et à l'altération de ses habitats préférentiels par l'exploitation forestière (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet *et al.* 2011).

Le caribou de la Gaspésie-Atlantique comme sujet d'étude

La limite méridionale de l'aire de répartition du caribou des bois ne cesse de régresser vers le nord, à un rythme qui coïncide avec celui de la progression nordique de l'exploitation forestière (Courtois 2003; Schaefer 2003). La population de caribous de la Gaspésie-Atlantique (ci-après nommé caribou) est un vestige des populations de caribous des bois qui occupaient jadis le sud du Québec et le nord-est des États-Unis (Bergerud & Mercer 1989). Il s'agit de la seule population de caribous des bois encore présente sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent (Ouellet *et al.* 1996; Courtois *et al.* 2003). Cette population se distingue des autres populations de caribous des bois au niveau de sa distribution et de son comportement (COSEWIC 2011), mais également de sa génétique (Courtois *et al.* 2003). Cette génétique distincte serait attribuable à l'absence de corridor de connectivité permettant la dispersion des individus en dehors de leur aire de répartition (Yannic *et al.* 2014) et à la présence du fleuve qui agit à titre de barrière géographique naturelle (COSEWIC 2011). L'aire de répartition actuelle de cette population est confinée en grande partie au Parc national de la Gaspésie et aux réserves fauniques avoisinantes, où le caribou effectue des migrations altitudinales entre la toundra alpine et les vieilles forêts résineuses situées en plus basse altitude (Ouellet *et al.* 1996).

Cette population connaît un déclin soutenu depuis quelques décennies (St-Laurent *et al.* 2009). Elle était estimée entre 700 et 1500 individus au milieu des années '50 (Moisan 1956) et n'a cessé de décroître depuis pour atteindre entre 94 et 100 individus en 2014 (Lalonde 2015). Le recrutement des faons est particulièrement problématique dans cette population. En effet, on estime qu'un minimum de 17% de faons dans la population est nécessaire chaque année pour assurer la stabilité de la population, en considérant un taux de survie des adultes de ~88 – 90% (Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie 2004). Toutefois, le taux de recrutement moyen observé depuis 2008 ne s'élève qu'à 8,8% (\pm 6,9%) seulement. Ce déclin a mené à l'attribution du statut d'espèce en voie de disparition au Canada en 2000 (Gouvernement du Canada 2014) et d'espèce menacée au Québec en 2009 (Gouvernement du Québec 2015b). Cette population a aussi été identifiée

comme étant un élément de biodiversité irremplaçable au Canada (c.-à-d. unité désignable; COSEWIC 2011). Plusieurs causes ont contribué à son déclin au cours des décennies, telles qu'un prélèvement abusif, interdit depuis 1949, ainsi qu'un épisode épidémique d'origine inconnue (Moisan 1956). Toutefois, à l'instar des autres populations de caribous des bois au Canada, il a été suggéré que la cause proximale du déclin serait une pression de prédation accrue, exacerbée par la modification de l'habitat du caribou par les activités anthropiques (c.-à-d. cause ultime), principalement l'exploitation forestière (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003; St-Laurent *et al.* 2009).

La dynamique caribou – prédateurs – orignal en Gaspésie

Le rajeunissement des forêts et l'enfeuillage des parterres de coupe sont deux enjeux écologiques reconnus en Gaspésie (Varady-Szabo & Côté 2010; Desrosiers *et al.* 2012). Ces tendances ont favorisé l'accroissement des populations d'ours noirs (*Ursus americanus*) et de coyotes (*Canis latrans*), les deux principaux prédateurs du caribou en Gaspésie (St-Laurent *et al.* 2009). En effet, ces prédateurs omnivores sélectionnent les peuplements en régénération (Mosnier *et al.* 2008a; Boisjoly *et al.* 2010) vu l'abondance de petits fruits et, dans le cas du coyote surtout, de brouet disponible pour les proies alternatives, c.-à-d. des espèces associées aux jeunes stades de succession écologique comme le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et l'orignal (*Alces americanus*). On retrouve d'ailleurs en Gaspésie des densités d'originaux parmi les plus élevées dans la province de Québec (Lamoureux *et al.* 2012). L'éradication du loup gris (*Canis lupus*) de la rive sud du fleuve Saint-Laurent depuis plus d'un siècle (Larivière & Crête 1992) a aussi contribué à l'expansion du coyote sur le territoire gaspésien au début des années '70 (George 1976). L'ours noir tire généralement profit des milieux ouverts, comme les parterres de coupe et les bordures de chemin, en raison des végétaux qui s'y trouvent puisque sa diète est étroitement liée à leur disponibilité (Boileau *et al.* 1994; Mosnier *et al.* 2008a). Il exercerait également de la prédation opportuniste sur les faons de caribou en Gaspésie (Crête & Desrosiers 1995;

Mosnier *et al.* 2008a), comme ailleurs en forêt boréale (Bastille-Rousseau *et al.* 2011). Le coyote se nourrit aussi de petits fruits (Boisjoly *et al.* 2010) mais exercerait une pression de prédation plus importante que l'ours sur les faons de caribou en Gaspésie (Crête & Desrosiers 1995). Des travaux rapportent d'ailleurs que la prédation par le coyote serait le principal facteur responsable du faible taux de recrutement de cette population de caribous (Crête & Desrosiers 1995; Lesmerises 2012).

Ces évidences suggèrent l'établissement d'un phénomène de compétition apparente, dans lequel deux espèces de proies entrent en compétition non pas pour les mêmes ressources mais parce qu'elles partagent un prédateur commun (Holt 1977, 1984). Dans le cas du coyote, l'augmentation des densités de proies alternatives, en particulier les orignaux, a mené à une réponse numérique, c.-à-d. à un accroissement de leur densité, ce qui a indirectement augmenté la pression de prédation sur le caribou (St-Laurent *et al.* 2009). Il en va de même pour l'ours noir, dont la réponse numérique s'explique d'une part par la prédation opportuniste qu'il exerce sur l'orignal et, d'autre part, par les changements compositionnels de la végétation suite aux coupes, au profit des espèces herbacées, de graminées ou productrices de petits fruits (St-Laurent *et al.* 2009). En présence de prédateurs généralistes, comme l'ours noir et le coyote, les deux proies subiront cette prédation mais la proie la moins productive, le caribou en l'occurrence, sera la plus à risque de s'éteindre (Holt 1977). Ce mécanisme est impliqué dans le déclin de plusieurs autres populations de caribous, où le loup agit généralement à titre de prédateur principal (p. ex. Seip 1992; Cumming *et al.* 1996; James *et al.* 2004).

Dans un autre ordre d'idée, le réseau très dense de structures linéaires sur le territoire (c.-à-d. routes, chemins forestiers et sentiers récréotouristiques) facilite les déplacements de l'ours et du coyote, qui sont alors en mesure d'atteindre plus aisément les hauts plateaux (Gaudry 2013) sélectionnés par les caribous pendant une majeure partie de l'année, incluant la période d'élevage des faons (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003). Les structures linéaires sont par ailleurs reconnues pour avoir un impact sur le caribou, et ceci à plusieurs échelles biologiques (Johnson & St-Laurent 2011; St-Laurent *et al.* 2012).

En effet, le dérangement humain associé aux structures linéaires se répercute d'abord à l'échelle physiologique en induisant un stress chronique (Renaud 2012), à la suite duquel le caribou modifie son comportement, par exemple en évitant ces structures (James & Stuart-Smith 2000; Nellemann *et al.* 2001; Dyer *et al.* 2002; Leblond *et al.* 2011) puisque le risque de prédation y est plus élevé (Whittington *et al.* 2011). Un tel évitement conduit donc à une perte fonctionnelle d'habitat qui, additionnée à la perte directe d'habitat (p.ex.: sous l'emprise d'une route), limite la quantité d'habitats préférentiels disponibles et peut forcer le caribou à utiliser des habitats suboptimaux (Dyer *et al.* 2001; Polfus *et al.* 2011). En Gaspésie, Gaudry (2013) a justement démontré que l'évitement des routes pavées, chemins forestiers et sentiers de randonnée pouvait se traduire par une perte de 33% (en toundra alpine) à 77% (dans les parterres en régénération) des habitats disponibles, selon le type de peuplement rencontré. Les structures linéaires et leur utilisation, tant par l'homme que par les prédateurs, peuvent donc avoir des impacts sur le budget énergétique des caribous (Murphy & Curatolo 1987; Duchesne *et al.* 2000; Reimers *et al.* 2003), leur survie (Dussault *et al.* 2012; Leblond *et al.* 2013) et, ultimement, sur la dynamique de la population jusqu'à l'atteinte d'un déclin ou d'une extinction si la perturbation perdure ou s'étend davantage (Johnson & St-Laurent 2011).

Les stratégies de conservation

Au fil des années, plusieurs stratégies ont été mises en place pour rétablir cette population, à commencer par la création du Parc national de la Gaspésie en 1937, qui fit de la conservation du caribou l'un de ses mandats prioritaires (MLCP 1987). De plus, un habitat légal a été reconnu par le gouvernement provincial en 1993, qui correspond actuellement à une zone de ~802 km² (dont ~230 km² sont situés en dehors du parc) dans laquelle les activités forestières, minières et récréotouristiques sont soumises à certaines restrictions. Le gouvernement fédéral s'est aussi engagé à protéger l'habitat essentiel du caribou, qui correspond à l'habitat jugé nécessaire à sa survie et son rétablissement, et dont les limites se superposent exactement à celles de l'habitat légal.

Étant donné la problématique associée à la prédation, deux programmes de contrôle des prédateurs ont été entrepris, de 1990 à 1996 puis chaque année depuis 2001. Toutefois, bien que cette mesure soit à ce jour la plus efficace à court terme, son efficacité à long terme est remise en doute (Mosnier *et al.* 2008b; St-Laurent *et al.* 2009). La longue période d'enneigement et la courte saison de croissance font de la forêt boréale un milieu peu productif (Pastor *et al.* 1996) qui s'avère être généralement de faible qualité pour l'ours noir (Mosnier *et al.* 2008a) et le coyote (Richer *et al.* 2002; Boisjoly *et al.* 2010). Étant donné la faible disponibilité des ressources alimentaires, ces derniers effectueront des mouvements extensifs et utiliseront des territoires non-exclusifs (Mosnier *et al.* 2008b). Ils seront alors en mesure d'occuper rapidement un territoire libéré suite à une capture et de s'y approprier les ressources (Mosnier *et al.* 2008b).

Finalement, un plan d'aménagement forestier spécifique est appliqué depuis 1999, qui couvre actuellement une zone tampon de 10 km autour de l'aire de fréquentation du caribou telle que définie lors d'un suivi télémétrique mené entre 1998 et 2001 (MRN 2013). En effet, bien que les activités forestières soient interdites dans le parc depuis 1977, celles-ci se poursuivent à sa périphérie immédiate. Ce plan préconise donc l'utilisation de coupes partielles et à rétention variable, plus représentatives de la dynamique naturelle des forêts de la région, afin d'atténuer les impacts de l'exploitation forestière sur l'habitat du caribou et de limiter le développement d'habitats de qualité pour ses prédateurs (MRN 2013). Considérant que la restauration de l'habitat du caribou favoriserait vraisemblablement la pérennité de cette population, il semble donc que ce plan d'aménagement soit une stratégie de conservation prometteuse à long terme.

Objectifs et résultats obtenus

Notre principal objectif était de documenter les impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat du caribou. Il en découle deux chapitres, dont les objectifs respectifs étaient 1) de quantifier le taux cumulé de perturbation dans l'aire de répartition et l'habitat essentiel

de cette population, en utilisant un modèle développé par Environnement Canada (2008, 2011) pour les populations boréales de caribous des bois, et 2) de comparer les impacts de différents traitements sylvicoles, le long d'un gradient de sévérité, sur les attributs d'habitat utilisés par le caribou, l'orignal et leurs prédateurs.

Le modèle utilisé dans le premier chapitre permettait d'évaluer la probabilité d'autosuffisance d'une population de caribous en se basant sur une relation entre le taux de recrutement des faons et le taux cumulé de perturbation dans le territoire occupé par la population. Pour ce chapitre, nous avons prédit 1) que le taux de perturbation serait plus élevé dans l'aire de répartition du caribou que dans son habitat essentiel, qui est majoritairement situé dans le parc et donc protégé mais 2) que le taux de perturbation dans l'habitat essentiel dépasserait le seuil de 35 – 45% défini par Environnement Canada (2008, 2011), au-delà duquel la probabilité d'autosuffisance de la population est compromise. Pour le second chapitre, nos hypothèses étaient 1) que les forêts matures offraient un habitat de meilleure qualité pour le caribou que tous les traitements sylvicoles étudiés, 2) que les traitements sylvicoles de faible sévérité permettaient de maintenir des habitats convenables pour le caribou et 3) que les traitements plus sévères étaient ceux qui offraient l'habitat de la meilleure qualité pour les prédateurs du caribou.

Les résultats du premier chapitre démontrent que le niveau de perturbation est beaucoup plus élevé dans l'aire de répartition du caribou (75%) que dans son habitat essentiel (61%). Néanmoins, le taux de perturbation dans l'habitat essentiel dépasse de loin le seuil de 35 – 45%, principalement en raison des nombreuses structures linéaires qui y sont aménagées, lorsque l'on considère leur zone d'influence estimée à 500 m de chaque côté. Pour le second chapitre, nos résultats suggèrent que les peuplements issus de traitements sylvicoles de faible sévérité permettent de maintenir des attributs d'habitat qui sont comparables à ceux retrouvés dans les forêts matures, incluant une biomasse relativement importante de lichen arboricole, un couvert de protection contre les intempéries et une bonne visibilité afin de détecter les prédateurs. De plus, ces peuplements

sont moins favorables pour les prédateurs du caribou, puisqu'ils supportent moins d'arbustes fruitiers et sont moins utilisés par l'orignal.

De façon générale, nos résultats soutiennent donc que les traitements sylvicoles peu sévères permettent effectivement de maintenir des habitats de bonne qualité pour le caribou, au moins à l'échelle du peuplement forestier. Cependant, l'application d'un régime forestier extensif peut être remise en question, considérant que le degré de perturbation dans l'aire de répartition du caribou est déjà trop élevé pour favoriser l'autosuffisance de cette population. Ainsi, la création de structures linéaires supplémentaires dans l'aire de répartition du caribou n'est pas souhaitable, et il importerait également de restaurer les structures linéaires qui sont désuètes.

CHAPITRE 1

**LES PARCS NATIONAUX NE PEUVENT SUFFIRE À CONSERVER DES
POPULATIONS MENACÉES DE GRANDS CERVIDÉS: LE CAS DU CARIBOU
DE LA GASPÉSIE-ATLANTIQUE**

RÉSUMÉ

Le caribou de la Gaspésie-Atlantique (*Rangifer tarandus caribou*) connaît un déclin marqué dont la cause ultime est la perte et la modification de ses habitats préférentiels par les perturbations anthropiques. Un modèle reliant la qualité de l'habitat à la démographie des populations boréales de caribous des bois élaboré par Environnement Canada (2008, 2011) suggère qu'au-delà de 35 – 45% de perturbation dans l'aire de répartition d'une harde, sa probabilité d'autosuffisance (c.-à-d. sa capacité à maintenir un effectif suffisant et un taux de croissance stable ou à la hausse) décline. L'objectif de notre étude était de déterminer le taux de perturbation dans l'aire de répartition et l'habitat essentiel du caribou de la Gaspésie-Atlantique à l'aide de ce modèle. L'habitat essentiel est une zone reconnue légalement dans laquelle les activités anthropiques sont réglementées. Notre modèle le plus représentatif du territoire gaspésien confirme que le taux de perturbation est plus élevé dans l'aire de répartition du caribou (75%) que dans son habitat essentiel (61%). Toutefois, le taux de perturbation dans l'habitat essentiel dépasse largement le seuil au-delà duquel la probabilité d'autosuffisance est compromise, notamment en raison de la forte densité de structures linéaires. L'habitat essentiel incorpore pourtant le Parc national de la Gaspésie et est donc majoritairement dédié à la conservation et à l'éducation. Ces résultats soulignent l'importante contribution du parc dans le maintien d'habitats peu perturbés nécessaires au caribou, mais pourraient partiellement expliquer le déclin observé depuis quelques décennies ainsi que la difficulté pour le caribou à coloniser les habitats favorables situés à

l'extérieur de l'habitat essentiel. La restauration de l'habitat du caribou est donc envisagée afin d'augmenter la probabilité d'autosuffisance de cette population.

J'ai rédigé cet article en collaboration avec Martin-Hugues St-Laurent, mon directeur de recherche, et Luc Sirois, mon codirecteur. Je le traduirai sous peu en anglais afin d'être soumis en vue de publication à la revue scientifique *Rangifer*. Les résultats ont aussi été partiellement publiés dans un rapport en français réalisé pour Environnement Canada (St-Laurent *et al.* 2014)¹. En tant que première auteure du présent article, j'ai également contribué à élaborer les hypothèses de recherche, j'ai réalisé les analyses géomatiques et rédigé les différentes versions des textes. Martin-Hugues St-Laurent et Luc Sirois ont été impliqués dans l'ensemble des étapes essentielles à la réalisation de ce projet, soit son élaboration (idée originale, objectif et hypothèses), sa supervision, sa rédaction, sa correction et son financement.

¹ ST-LAURENT, M.-H., LESMERISES, F., NADEAU FORTIN, M.-A. & BAUDUIN, S., 2014. Acquisition de connaissances nécessaires à la désignation de l'habitat essentiel du caribou des bois, population de la Gaspésie-Atlantique – Rapport intérimaire 2014. Rapport scientifique présenté à Environnement Canada – Service Canadien de la Faune, Rimouski, 24 p.

INTRODUCTION

Les populations de caribous et de rennes (*Rangifer tarandus*) sont en déclin à travers le monde (Vors & Boyce 2009). En Amérique du Nord, le déclin de la sous-espèce du caribou des bois (*R. t. caribou*) serait en partie attribuable à la perte, la fragmentation et l'altération de ses habitats préférentiels par les activités industrielles, telles que l'exploitation minière, pétrolière et forestière (Festa-Bianchet *et al.* 2011). En plus de causer la perte directe ou fonctionnelle d'habitats pour le caribou (Dyer *et al.* 2001; Sorensen *et al.* 2008; Polfus *et al.* 2011), de telles perturbations entraînent une augmentation des proportions de peuplements forestiers en régénération, reconnus pour supporter de fortes densités de proies alternatives et, conséquemment, de fortes densités de prédateurs (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet *et al.* 2011). Il en résulte donc généralement une augmentation de la pression de prédation exercée aussi sur le caribou (Rettie & Messier 1998; James *et al.* 2004; Wittmer *et al.* 2005). Ce phénomène, nommé compétition apparente (Holt 1977, 1984), est considéré le principal facteur responsable du déclin du caribou de la Gaspésie-Atlantique (ci-après nommé caribou) (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003; St-Laurent *et al.* 2009).

Le caribou était encore abondant dans la péninsule gaspésienne au début du 20^e siècle, avec près d'un millier d'individus au milieu des années '50 (Moisan 1956). La population a rapidement décliné par la suite, jusqu'à un effectif estimé entre 94 et 100 individus en 2014 (Lalonde 2015). Cette population est considérée en voie de disparition au Canada depuis 2000 (Gouvernement du Canada 2014) et a aussi été identifiée comme un élément de biodiversité irremplaçable au pays (c.-à-d. unité désignable; COSEWIC 2011). Elle est donc protégée en vertu de la Loi sur les espèces en péril du Canada. Ceci implique l'élaboration d'un plan de rétablissement pour cette population, incluant la désignation de son habitat essentiel, c.-à-d. l'habitat nécessaire pour sa survie et son rétablissement (Environnement Canada 2008, 2011).

L'aire de répartition du caribou est actuellement confinée en grande partie aux limites du Parc national de la Gaspésie et des Réserves fauniques de Matane et des Chic-Chocs,

adjacentes au parc. Des travaux démontrent que le caribou y sélectionne la toundra alpine pendant la majeure partie de l'année, sauf l'hiver alors qu'il utilise les forêts résineuses matures situées en plus basse altitude (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003). Le choix de ces habitats permettrait au caribou de se séparer spatialement de ses principaux prédateurs, c.-à-d. l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*), une stratégie anti-prédatrice documentée chez plusieurs espèces d'ongulés (Bergerud & Page 1987; Creel *et al.* 2005; Thaker *et al.* 2011). La conversion d'une proportion importante du paysage par l'agriculture et la foresterie, l'augmentation concomitante des densités de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et d'orignaux (*Alces americanus*), ainsi que la disponibilité des arbustes fruitiers dans les parterres de coupe sont des facteurs ayant contribué à l'accroissement des densités de ces prédateurs (St-Laurent *et al.* 2009).

L'une des mesures instaurée pour le rétablissement du caribou est la délimitation en 1993 d'un habitat légal, qui comprend le Parc national de la Gaspésie et une zone couvrant actuellement ~230 km² en périphérie. L'habitat légal et l'habitat essentiel, reconnus respectivement par le gouvernement provincial et fédéral, possèdent exactement les mêmes limites et sont dans les deux cas des zones légalement protégées à des fins de rétablissement du caribou; afin d'alléger le texte, nous utiliserons désormais le terme « habitat essentiel » pour désigner cette zone. Il faut également distinguer la délimitation de l'habitat essentiel et de l'aire de répartition, qui correspond au territoire réellement utilisé par le caribou. Cette nuance est importante puisque les activités forestières sont soumises à certaines restrictions dans la section de l'habitat essentiel située en dehors du Parc national de la Gaspésie, alors qu'aucune restriction n'est imposée dans le reste de l'aire de répartition du caribou.

Les activités forestières qui ont cours dans l'habitat essentiel sont encadrées par un plan d'aménagement forestier spécifique, qui préconise l'utilisation de coupes partielles et à rétention variable. Ce plan vise à conserver des attributs d'habitats favorables au caribou tout en limitant le développement d'attributs favorisant ses prédateurs (MRN 2013). Le fondement scientifique de ce plan a été confirmé par Nadeau Fortin *et al.* (voir le chapitre II

du présent mémoire) qui ont démontré que de tels traitements sylvicoles alternatifs maintenaient des attributs d'habitat comparables à ceux des forêts matures et permettaient effectivement de conserver un habitat adéquat pour le caribou. Or, un tel régime sylvicole extensif implique la création d'un réseau routier plus dense, reconnu pour être évité par le caribou (Leblond *et al.* 2011) et pour être utilisé comme corridor pour le déplacement des prédateurs (Lesmerises *et al.* 2012). Il pourrait donc en résulter une augmentation des probabilités de rencontre et ultimement du risque de prédation (Whittington *et al.* 2011). En Gaspésie, Gaudry (2013) a effectivement démontré que l'ours et le coyote utilisaient les routes, chemins et sentiers afin d'accéder aux hauts plateaux et qu'en contrepartie, le caribou évitait ces structures linéaires. Il en découlait une perte fonctionnelle d'habitats variant de 33% (toundra alpine) à 77% (parterres en régénération) pour le caribou.

Afin de caractériser l'état actuel de l'habitat du caribou, de quantifier l'influence de la perte d'habitats dans le déclin de cette population et d'encadrer efficacement les activités anthropiques dans son aire de répartition, l'utilisation d'un seuil de perturbation anthropique peut s'avérer intéressante (Sorensen *et al.* 2008; Johnson 2013). À cette fin, un modèle développé par Environnement Canada (2008, 2011) et inspiré de Sorensen *et al.* (2008) permet de relier les conditions d'habitat dans le territoire occupé par une harde de caribous à sa démographie. Plus précisément, ce modèle, qui explique 70% des variations dans le taux de recrutement des faons, démontre que la proportion de l'aire de répartition affectée par des perturbations naturelles et anthropiques est négativement corrélée au nombre de faons/100 femelles. Ce modèle a permis de caractériser l'état actuel de l'habitat essentiel des populations boréales de caribous des bois à travers le Canada et d'évaluer la probabilité d'autosuffisance de ces populations. Une population autosuffisante est considérée viable d'un point de vue démographique, c.-à-d. que les individus survivent et se reproduisent suffisamment pour assurer une croissance stable ou à la hausse à court terme, sont assez nombreux pour résister à des phénomènes stochastiques et peuvent persister à long terme sans nécessiter de gestion active de façon permanente (Seddon 1999; Primack 2008). Suivant ce modèle, le taux de perturbation dans l'aire de répartition ne doit

pas dépasser 35 – 45% puisqu’au-delà de ce seuil, la probabilité d’autosuffisance de la population décline (Environnement Canada 2011, p. 42).

Notre objectif était donc de calculer le taux cumulé de perturbation à l’intérieur de l’aire de répartition actuelle du caribou de la Gaspésie-Atlantique et de son habitat essentiel à l’aide de la méthode sous-jacente au modèle d’Environnement Canada (2011), puis d’interpréter la probabilité d’autosuffisance de cette population. L’habitat essentiel est majoritairement superposé au Parc national de la Gaspésie. Nous prédisons donc que le taux de perturbation sera plus faible à l’intérieur de l’habitat essentiel que dans le reste de l’aire de répartition, mais qu’il dépassera le seuil de 35 – 45% dans les deux cas, principalement en raison des nombreuses perturbations linéaires sur le territoire.

MÉTHODES

Aire d’étude

L’étude s’est déroulée dans la péninsule gaspésienne, au sud-est du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) (Figure 1.1a). Elle englobe les massifs des monts McGerrigle et Chic-Chocs, qui sont les plus hauts sommets du Québec méridional. Le climat régional est froid et humide (Köppen 1918), avec des précipitations annuelles parmi les plus élevées au Québec, soit plus de 1660 mm dont le tiers tombe sous forme de neige, et des températures annuelles moyennes variant de +2.1°C dans les vallées à -4.0°C sur les sommets (Gagnon 1970). L’aire d’étude couvre deux domaines bioclimatiques, soit la sapinière à bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) à l’ouest et la sapinière à bouleau blanc (*B. papyrifera*) à l’est (Grandtner 1966). La composition de la végétation est influencée par le gradient climatique lié à l’altitude, qui détermine trois étages distincts de végétation; l’étage alpin (> 1050 m), subalpin (900-1050 m) et montagnard (< 900 m) (Boudreau 1981). Dans l’étage montagnard, la végétation forestière est essentiellement composée de sapins baumiers (*Abies balsamea*), d’épinettes blanches (*Picea glauca*), d’épinettes noires (*P. mariana*), de bouleaux blancs et de bouleaux jaunes. Au cours du dernier siècle, les forêts de la région

ont été principalement perturbées par l'exploitation forestière, des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), des chablis et des incendies forestiers (Lauzon *et al.* 2007). L'exploitation forestière est interdite dans le Parc national de la Gaspésie depuis 1977 mais se poursuit en périphérie immédiate du parc, bien qu'elle soit soumise à certaines restrictions dans l'habitat essentiel du caribou.

Provenance des données télémétriques

Nous avons utilisé deux sources de données télémétriques afin d'identifier l'aire de répartition du caribou au cours d'un cycle annuel. Le premier suivi télémétrique utilisait la technologie VHF sur 35 individus (24 femelles et 11 mâles) suivis entre 1998 et 2001 (Mosnier *et al.* 2003; Gaudry 2013). Le second suivi télémétrique utilisait la technologie GPS/Argos (modèle TGW-4680-3, Telonics Inc. Mesa, Arizona) sur 22 individus (12 femelles et 10 mâles) capturés en février 2013. Les procédures de capture et de manipulation des caribous ont été approuvées par les comités de protection des animaux (CPA) du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP; certificats #CPA FAUNE 13-08) et de l'Université du Québec à Rimouski (certificat #CPA-52-13-112).

Délimitation des zones perturbées

Nous avons délimité les zones dans lesquelles nous avons calculé le taux cumulé de perturbation en utilisant deux méthodes différentes. La première méthode consistait à utiliser les données télémétriques disponibles afin de circonscrire l'aire de répartition du caribou. Nous avons délimité l'aire de répartition à l'aide d'un polygone convexe minimal utilisant 95% des localisations (ci-après PCM 95%) plutôt que 100%, afin d'éliminer les excursions de quelques individus loin des limites du parc, principalement faites par des mâles lors de la période du rut. Cette approche, plutôt conservatrice, permettait de se centrer sur l'aire où les caribous se retrouvaient pendant la très grande majorité de l'année

et ce, sans considérer les habitats hautement perturbés rencontrés par quelques individus seulement. Ainsi, les taux cumulés de perturbation présentés plus loin ne font pas état de l'ensemble des perturbations que tous les individus sont susceptibles de rencontrer, mais bien des perturbations retrouvées dans l'aire la plus communément utilisée. Nous avons utilisé la méthode du PCM afin d'être cohérent avec la méthodologie employée par Environnement Canada, et d'être ainsi en mesure de comparer nos résultats à ceux obtenus pour les populations boréales de caribous des bois. Nous avons généré les PCM 95% à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2012) et de la librairie `adehabitatHR` (Calenge 2006).

La seconde méthode consistait à calculer le taux cumulé de perturbation dans les limites de l'habitat essentiel du caribou, afin de contraster le taux cumulé de perturbation entre l'habitat réellement utilisé par le caribou (c.-à-d. dans le PCM 95%) et l'habitat désigné légalement. Notons que les limites de l'habitat essentiel du caribou ont été définies par Environnement Canada, en collaboration avec le MFFP.

Identification et cartographie des perturbations

Les perturbations ont été cartographiées avec la carte écoforestière du 4^e décennal (mise à jour en 2010; échelle 1 : 20 000) ainsi que les cartes de perturbations anthropiques linéaires, c.-à-d. les routes pavées, les chemins et les sentiers, obtenues auprès du MFFP. La taille minimale des unités de la carte écoforestière était de 4 ha pour les polygones forestiers et 2 ha pour les polygones non-forestiers, incluant par exemple les plans d'eau et les dénudés humides. Nous avons uniquement considéré dans nos modèles les perturbations naturelles et anthropiques majeures qui entraînent une disparition de surface forestière mature ou qui réinitialisent la succession écologique. Conformément au modèle d'Environnement Canada (2011), seules les perturbations naturelles de ≤ 40 ans (c.-à-d. survenues à partir de 1970 dans notre cas, considérant la mise à jour de la carte écoforestière) ou de dates inconnues étaient considérées. Les perturbations anthropiques

étaient considérées lorsqu'elles étaient âgées de ≤ 50 ans (c.-à-d. depuis 1960) ou lorsque la date était inconnue, à l'exception des structures pérennes (p. ex. routes) pour lesquelles l'âge n'était pas considéré. Notons que l'emploi du terme « pérennes » ne signifie pas qu'il soit impossible que ces structures disparaissent éventuellement, si elles étaient laissées à l'abandon par exemple. Ceci signifie plutôt que, de par leur entretien et leur utilisation courante, ces structures ne sont pas vouées à disparaître dans un avenir prévisible. Dans le cas des perturbations pour lesquelles l'année était inconnue, nous avons utilisé l'âge du peuplement forestier comme un indice de l'année de perturbation. Ainsi, les perturbations naturelles et anthropiques dont l'année était inconnue devaient être respectivement associées à des peuplements de ≤ 40 ans et de ≤ 50 ans. Les catégories de perturbations anthropiques et naturelles sont présentées de façon plus détaillée au Tableau 1.1.

Détermination du taux cumulé de perturbation

Nous avons calculé le taux cumulé de perturbation suivant deux modèles candidats. Notre premier modèle est comparable à celui utilisé par Environnement Canada (2011), c.-à-d. qu'il incorporait les brûlis ainsi que les perturbations anthropiques polygonales et linéaires (Tableau 1.1). Dans un second modèle, nous avons tenu compte des épidémies d'insectes et des chablis comme étant des perturbations naturelles majeures dans notre aire d'étude, en plus des mêmes variables que le modèle d'Environnement Canada (voir ci-haut). Notons que pour les deux modèles, nous avons ajouté une zone tampon de 500 m autour de chaque perturbation anthropique. La largeur de cette zone a été déterminée par Environnement Canada (2008) et correspond à une approximation minimale de l'aire fonctionnellement indisponible pour le caribou en raison de la proximité de lieux développés par l'humain. Nous avons par la suite fusionné l'ensemble des zones perturbées et des zones tampon afin d'éviter le chevauchement lors du calcul.

RÉSULTATS

Nos analyses cartographiques soulignent l'ampleur des perturbations anthropiques dans l'aire de répartition du caribou (Figure 1.1b) et dans son habitat essentiel. La superficie totale perturbée variait de ~57 à ~75% selon la méthode de délimitation utilisée, mais variait peu en fonction du modèle utilisé (< 4%) pour une même méthode (Tableau 1.2; Figure 1.1c, d). La comparaison des deux méthodes de délimitation, soit l'aire de répartition (déterminée avec le PCM 95%) et l'habitat essentiel, souligne à quel point l'habitat est davantage perturbé en-dehors de l'habitat essentiel qu'à l'intérieur de ses limites, avec une augmentation moyenne de 15,1% ($\pm 1,2\%$). Les structures linéaires anthropiques, assorties de leur zone tampon de 500 m, sont les perturbations les plus importantes tant dans l'habitat essentiel du caribou que dans son aire de répartition, couvrant plus de la moitié de leur superficie respective (Tableau 1.2). Les perturbations anthropiques polygonales viennent au second rang (c.-à-d. par ordre d'importance) alors que les perturbations naturelles couvrent la plus faible superficie.

DISCUSSION

Nos résultats démontrent clairement que peu importe la méthode de délimitation utilisée, le taux cumulé de perturbation dépasse largement le seuil de 35 – 45% au-delà duquel la probabilité d'autosuffisance d'une population est très faible, tel que prédit par le modèle d'Environnement Canada (2011). Le taux de perturbation est toutefois plus élevé à l'extérieur des limites de l'habitat essentiel qu'à l'intérieur. Ceci pourrait contribuer à expliquer le déclin de cette population de même que la difficulté pour le caribou à coloniser les habitats favorables se trouvant à l'extérieur de l'habitat essentiel. En effet, plus de 98% des localisations télémétriques récoltées se retrouvaient à l'intérieur de l'habitat essentiel. Ce constat témoigne de la contribution non négligeable du Parc national de la Gaspésie au maintien d'habitats moins perturbés nécessaires à cette population, conformément au récent modèle de qualité d'habitat basé sur des opinions d'experts pour le caribou au Québec

(Leblond *et al.* 2014). D'ailleurs, outre le Parc national de la Gaspésie, le modèle de Leblond *et al.* (2014) soulignait également la contribution non négligeable des Parcs nationaux de la Jacques-Cartier, des Hautes-Gorges-de-la-rivière-Malbaie et des Grands-Jardins pour le maintien de la harde de Charlevoix. Nos résultats demeurent néanmoins préoccupants, considérant que le taux élevé de perturbation dans l'habitat essentiel est principalement attribuable aux perturbations anthropiques linéaires que constituent les routes, chemins forestiers et sentiers récréotouristiques. En effet, bien que l'analyse par catégorie démontre que les perturbations polygonales représentent la deuxième catégorie la plus représentée, les perturbations linéaires et leur zone d'influence sont à ce point omniprésentes qu'elles camouflent presque entièrement les perturbations polygonales lorsque l'ensemble des perturbations sont fusionnées. Certaines de ces structures linéaires sont par ailleurs étroitement associées à la mission d'éducation et de récréation du parc, mais semblent paradoxalement en opposition avec sa mission de conservation, à tout le moins en ce qui concerne le caribou.

À la lumière des classes de risque déterminées par Environnement Canada (2011) pour juger de la probabilité que les conditions actuelles de l'habitat permettent ou non de maintenir des populations autosuffisantes de caribous, il apert que le niveau de risque est « Élevé » dans l'habitat essentiel et qu'il passe à « Très élevé » lorsque l'on considère les perturbations dans l'aire de répartition. Force est donc de constater que même si l'habitat essentiel est une zone qui contribue prioritairement à la conservation du caribou, la proportion de perturbation y est actuellement trop élevée pour favoriser le rétablissement et l'autosuffisance de cette population. Ce constat prévaut également pour le Parc national de la Gaspésie, qui se superpose presque complètement aux limites de l'habitat essentiel.

L'utilisation d'un seuil de perturbation tel que celui proposé par Environnement Canada est utile pour les gestionnaires afin d'identifier concrètement le moment où les changements induits par les perturbations anthropiques dans l'habitat d'une espèce dépassent le niveau auquel les individus sont adaptés (Sorensen *et al.* 2008). Un seuil de perturbation pour plusieurs espèces a d'ailleurs été déterminé (p.ex. salamandre maculée,

grenouille des bois (Homan *et al.* 2004) et oiseaux forestiers (Guénette & Villard 2005)), bien que le concept même de seuil et la méthodologie pour le définir puissent varier (Johnson 2013). Un tel seuil ne doit cependant pas être perçu comme un objectif à atteindre, mais plutôt comme une limite écologique qu'il vaut mieux éviter de dépasser, considérant la stochasticité des processus écologiques et l'incertitude des méthodes employées pour le déterminer (Johnson 2013). De plus, il serait pertinent de déterminer un seuil de perturbation spécifique à la population gaspésienne de caribous, qui se trouve dans un habitat et au sein de communautés animales fort différents de ce qui prévaut en forêt boréale. Ainsi, cette population que l'on retrouve en milieu montagnard pourrait réagir différemment aux perturbations de son habitat que les populations boréales de caribous des bois. Au sein des populations boréales, les hardes réagissent d'ailleurs différemment aux perturbations de leur habitat, tel que démontré par Rudolph *et al.* (2012) dans le Nord-du-Québec, alors qu'un déclin s'observait lorsque le taux de perturbation atteignait de 30,6 à 45,1% selon les hardes. Ceci souligne donc l'importance de déterminer le seuil de perturbation à l'échelle de chaque population.

Outre l'identification d'un seuil de perturbation, une avenue de recherche pourrait être de développer un modèle s'appliquant spécifiquement au caribou de la Gaspésie-Atlantique. C'est d'ailleurs ce que Rudolph *et al.* (2012) ont fait pour le Nord-du-Québec, en incorporant à leur modèle la combinaison de variables la plus susceptible d'expliquer le comportement d'utilisation du territoire par le caribou. Pour les besoins de notre étude, qui se voulait avant tout comparative, nous avons utilisé le modèle déjà développé par Environnement Canada. Cependant, l'application de ce modèle est fort probablement limitée par le fait qu'il a été construit en incorporant des perturbations reconnues pour avoir un impact sur les populations boréales de caribou des bois et pour être communes dans le territoire occupé par ces populations. À titre d'exemple, les brûlis sont tellement peu fréquents en Gaspésie qu'ils ne représenteraient probablement pas une composante aussi importante dans un modèle développé pour la population gaspésienne, et pourraient même éventuellement en être retirés.

IMPLICATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT

L'effectif du caribou a considérablement diminué au cours du 20^e siècle. De plus, le recrutement des faons est insuffisant depuis 2008 ($8,8\% \pm 6,9\%$ de faons dans la population, alors qu'il a été estimé que 17% sont nécessaire afin d'en assurer la stabilité pour un taux de mortalité des adultes jugé normal et réaliste) et ce, malgré l'application de programmes de contrôle des prédateurs (1990 à 1996, puis depuis 2001) visant à augmenter la survie des faons. Ces constatations sous-tendent le niveau de précarité élevé de cette population et appuient la conclusion que celle-ci ne soit actuellement pas autosuffisante. Une analyse de viabilité de la population prévoit d'ailleurs son extinction d'ici les 25 prochaines années si le taux de mortalité actuel des faons, principalement attribuable à la prédation par le coyote, demeure aussi élevé (Lesmerises 2012). Considérant le lien causal entre l'altération des habitats et l'accroissement de la pression de prédation (Environnement Canada 2008, 2011), il semble incontournable que des mesures de gestion visant de manière prioritaire la restauration de l'habitat essentiel du caribou soient instaurées.

La perte fonctionnelle d'habitats peut avoir des conséquences aussi négatives que la perte directe d'habitats sur la dynamique des populations de caribous des bois (Dyer *et al.* 2001; Polfus *et al.* 2011). L'évitement des habitats de bonne qualité se trouvant à proximité des infrastructures peut forcer les caribous à utiliser des habitats suboptimaux et même rendre les individus plus vulnérables à la prédation (Polfus *et al.* 2011). Bien qu'il soit irréaliste d'envisager que les perturbations anthropiques dans l'aire de répartition du caribou disparaissent totalement dans un avenir plus ou moins rapproché, il faudrait à tout le moins éviter d'y développer de nouvelles infrastructures, qu'elles soient linéaires ou polygonales. De plus, les structures linéaires désuètes pourraient être restaurées par le retrait de l'empierrement, des caniveaux et/ou leur reprofilage complet, suivi de leur revégétalisation naturelle ou par plantation (Switalski *et al.* 2004). La suppression de chemins s'est d'ailleurs avérée une solution efficace pour restaurer l'habitat du renne en Norvège (Nellemann *et al.* 2010). De tels travaux sont toutefois dispendieux (Switalski *et al.* 2004) et comme la densité de chemins est très élevée dans l'aire de répartition du

caribou (2294 km, dont plus de la moitié jugés impraticables ou de carrossabilité inconnue), il serait alors nécessaire de cibler des zones de conservation prioritaires où entreprendre ces travaux de restauration. Ces zones pourraient faciliter, par exemple, les échanges entre les sous-populations occupant les secteurs du Mont Albert, du Mont Logan et des Monts McGerrigle. En de tels cas, il faudrait idéalement envisager la possibilité d'aménager un passage faunique au-dessus de la route 132 afin de faciliter la traversée des caribous et de limiter les risques de collision. En effet, il semble que les passages supérieurs soient préférentiellement utilisés par les ongulés (Cramer & Bissonette 2006), contrairement aux passages inférieurs, plus communs au Québec, qui seraient favorisés par les prédateurs (Clevenger & Waltho 2000). Ce concept étant relativement nouveau au Québec, il faudrait alors s'inspirer des travaux déjà réalisés dans l'ouest canadien, notamment dans le Parc national de Banff.

REMERCIEMENTS

Nous remercions R. Schneider et J.-P. Tremblay pour leurs commentaires constructifs concernant la version préliminaire de cet article, ainsi que les organismes subventionnaires suivants: les Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologies, la Fondation Canadienne pour l'Innovation, Environnement Canada, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, la Société des Établissements de Plein Air du Québec, le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie au Canada (pour une subvention à la découverte octroyée à M.-H. St-Laurent), EnviroNord – le programme de formation FONCER du CRSNG en sciences environnementales nordiques (pour une bourse de recherche à M.-A. Nadeau Fortin), l'Université du Québec à Rimouski, le Centre d'Études Nordiques, la Fondation de la Faune du Québec et le Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles.

RÉFÉRENCES

- BERGERUD, A.T. & PAGE, R.E., 1987. Displacement and dispersion of parturient caribou at calving as antipredator tactics. *Canadian Journal of Zoology* 65(7): 1597-1606.
- BOUDREAU, F., 1981. Écologie des étages alpin et subalpin du Mont Jacques-Cartier, parc de la Gaspésie, Québec. Mémoire M. Sc., Université Laval, Québec, 185 p.
- CALENGE, C., 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* 197(3-4): 516-519.
- CLEVINGER, A.P. & WALTHO, N., 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14(1): 47-56.
- COSEWIC, 2011. Designatable Units for caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 88 p.
- CRAMER, P.C. & BISSONETTE, J.A., 2006. Wildlife crossings in North America: the state of the science and practice. Dans: IRWIN, C.L., GARRETT, P., MCDERMOTT, K.P. (édit.). International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp.442-447.
- CREEL, S., WINNIE, J., MAXWELL, B., HAMLIN, K. & CREEL, M., 2005. Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* 86(12): 3387-3397.
- DALE, V.H., JOYCE, L.A., MCNULTY, S., NEILSON, R.P., AYRES, M.P., FLANNIGAN, M.D., HANSON, P.J., IRLAND, L.C., LUGO, A.E., PETERSON, C.J., SIMBERLOFF, D., SWANSON, F.J., STOCKS, B.J. & WOTTON, B.M., 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* 51(9): 723-734.
- DYER, S.J., O'NEILL, J.P., WASEL, S.M. & BOUTIN, S., 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65(3): 531-542.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2008. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Environnement Canada, Ottawa, 80 p.

- 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. Environnement Canada, Ottawa, 116 p.
- FESTA-BIANCHET, M., RAY, J.C., BOUTIN, S., CÔTÉ, S.D. & GUNN, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. Canadian Journal of Zoology 89(5): 419-434.
- GAGNON, R.-M., 1970, Climat des Chics-Chocs. Ministère des Ressources Naturelles, Québec, 103 p.
- GAUDRY, W., 2013. Impacts des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire M. Sc., Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 95 p.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2014. Loi sur les espèces en péril. URL: <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/S-15.3/page-1.html> [Consultée le 9 janvier 2015].
- GRANDTNER, M.M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Presses de l'Université Laval, Québec, 216 p.
- GUÉNETTE, J.-S. & VILLARD, M.-A., 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. Conservation Biology 19(4): 1168-1180.
- HOLT, R.D., 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. Theoretical Population Biology 12(2): 197-229.
- HOLT, R.D., 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. American Naturalist 124(3): 377-406.
- HOMAN, R.N., WINDMILLER, B.S. & REED, J.M., 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. Ecological Applications 14(5): 1547-1553.
- JAMES, A.R.C., BOUTIN, S., HEBERT, D.M. & RIPPIN, A.B., 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. Journal of Wildlife Management 68(4): 799-809.
- JOHNSON, C.J., 2013. Identifying ecological thresholds for regulating human activity: effective conservation or wishful thinking? Biological Conservation 168: 57-65.

- KÖPPEN, W., 1918. Une nouvelle classification générale des climats. *Revue générale des sciences pures et appliquées* 30: 550-554.
- LALONDE, M., 2015. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) – Automne 2014. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- LEBLOND, M., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 2014. Development and validation of an expert-based suitability model to support boreal caribou conservation. *Biological Conservation* 177: 100-108.
- LEBLOND, M., FRAIR, J., FORTIN, D., DUSSAULT, C., OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 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(10): 1433-1446.
- LESMERISES, F., 2012. Analyses de viabilité de la population de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, 28 p.
- LESMERISES, F., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management* 276: 125-131.
- MOISAN, G., 1956. Le caribou de Gaspé I. Histoire et distribution. *Naturaliste Canadien* 83: 225-234.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P., SIROIS, L. & FOURNIER N., 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology* 81(7): 1174-1184.
- MRN, 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie (3^e édition) 2013-2018. Ministère des Ressources Naturelles, Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et Direction générale du Bas-Saint-Laurent, 29 p.
- NELLEMANN, C., VISTNES, I., JORDHØY, P., STØEN, O.G., KALTENBORN, B.P., HANSSSEN, F. & HELGESEN, R., 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18(6): 873-881.

- OUELLET, J.-P., FERRON, J. & SIROIS, L., 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74(10): 1922-1933.
- POLFUS, J.L., HEBBLEWHITE, M. & HEINEMEYER, K., 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144(11): 2637-2646.
- PRIMACK, R.B., 2008. A primer of conservation biology – Fourth edition. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 349 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012. A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna.
- RETTIE, W.J. & MESSIER, F., 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 76(2): 251-259.
- RUDOLPH, T.D., DRAPEAU, P., ST-LAURENT, M.-H. & IMBEAU, L., 2012. Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la Baie James dans la région Nord-du-Québec. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune et Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee), Montréal, 77 p.
- SEDDON, P.J., 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Tree* 14(12): 503.
- SORENSEN, T., MCLOUGHLIN, P.D., HERVIEUX, D., DZUS, E., NOLAN, J., WYNES, B. & BOUTIN, S., 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. *Journal of Wildlife Management* 72(4): 900-905.
- ST-LAURENT, M.-H., OUELLET, J.-P., MOSNIER, A., BOISJOLY, D. & COURTOIS, R., 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? *Naturaliste Canadien* 133(3): 6-14.
- SWITALSKI, T.A., BISSONETTE, J.A., DELUCA, T.H., LUCE, C.H. & MADEJ, M.A., 2004. Benefits and impacts of road removal. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(1): 21-28.
- THAKER, M., VANAK, A.T., OWEN, C.R., OGDEN, M.B., NIEMANN, S.M. & SLOTOW, R., 2011. Minimizing predation risk in a landscape of multiple predators: effects on the spatial distribution of African ungulates. *Ecology* 92(2): 398-407.

- VORS, L.S. & BOYCE, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15(11): 2626-2633.
- WHITTINGTON, J., HEBBLEWHITE, M., DECESARE, N.J., NEUFELD, L., BRADLEY, M., WILMSHURST, J. & MUSIANI, M, 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48(6): 1535-1542.
- WITTMER, H.U., SINCLAIR, A.R.E. & MCLELLAN, B.N., 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144(2): 257-267.

Tableau 1.1 Catégories de perturbations anthropiques et naturelles identifiées lors de la cartographie des perturbations. Toutes les perturbations naturelles polygonales sont âgées de ≤ 40 ans et les zones d'exploitation forestière sévère de ≤ 50 ans.

Perturbation naturelle polygonale	Perturbation anthropique polygonale	Perturbation anthropique linéaire
Brûlis sévère	Zone d'exploitation forestière sévère ^a	Route
Épidémie d'insectes sévère	Zone agricole	Chemin forestier
Chablis total	Gravière	Sentier récréotouristique ^b
	Autre milieu perturbé par l'humain	Ligne de transport d'énergie

^a Cette catégorie comprend les plantations ainsi que les coupes suivantes: coupe avec protection des hautes tiges marchandes et des sols, coupe avec protection de la régénération et des sols, coupe avec protection des petites tiges marchandes et des sols, coupe totale et élimination des tiges résiduelles.

^b Cette catégorie comprend les sentiers de randonnée pédestre, de raquette, de ski de fond, équestre, les pistes cyclables ainsi que les sentiers de véhicules tout terrain et de motoneige.

Tableau 1.2 Taux de perturbation par catégorie et cumulés. Les taux cumulés sont calculés avec le Modèle 1 (brûlis + perturbations anthropiques polygonales et linéaires) et le Modèle 2 (perturbations naturelles totales + perturbations anthropiques polygonales et linéaires) pour chaque méthode de délimitation. Dans tous les cas, une zone tampon de 500 m est additionnée à la superficie de chaque perturbation anthropique afin de tenir compte de leur zone d'influence pour le caribou. Les taux cumulés sont calculés en fusionnant l'ensemble des perturbations et de leur zone tampon afin d'éviter le chevauchement, alors que les taux par catégorie ne tiennent pas compte du chevauchement. Les taux par catégorie ne sont donc associés à aucun modèle et leur addition peut excéder 100% en raison du chevauchement.

Méthode de délimitation	% de localisation	Superficie délimitée (ha)	% de perturbation par catégorie				% cumulé de perturbation	
			Brûlis	Perturbation naturelle totale	Perturbation anthropique polygonale	Perturbation anthropique linéaire	Modèle 1	Modèle 2
PCM 95%	95,00	151 007,49	1,21	7,81	48,48	68,74	72,78	74,97
Habitat essentiel	98,59	103 497,77	1,67	8,24	25,96	51,61	56,81	60,73

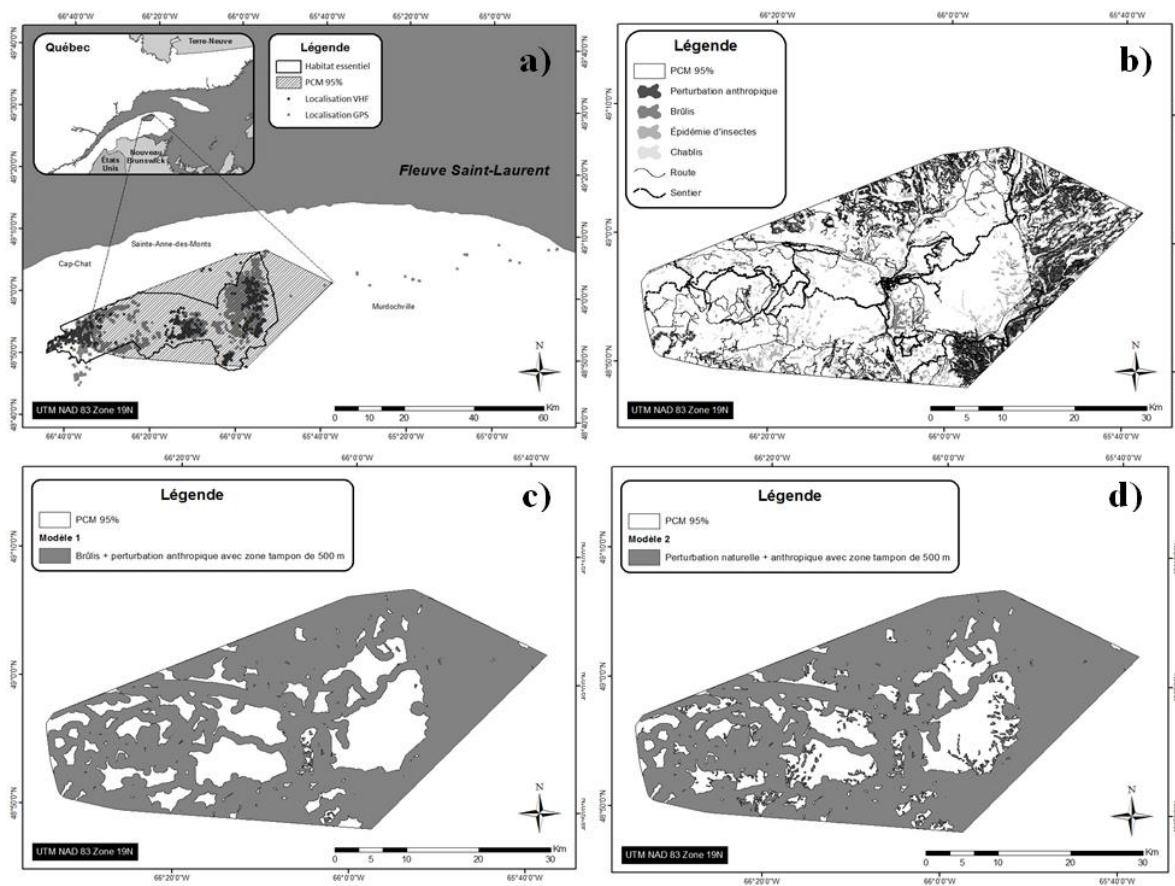


Figure 1.1 Cartographie (a) de l'aire de répartition délimitée selon la méthode du PCM à 95% et de l'habitat essentiel, située dans la péninsule gaspésienne au sud-est du fleuve Saint-Laurent, (b) des différents types de perturbations dans l'aire de répartition, (c) de la superficie perturbée telle que calculée avec le Modèle 1 pour les populations boréales de caribous des bois (Environnement Canada 2011), c.-à-d. qui incorpore uniquement les brûlis comme perturbation naturelle d'importance, et (d) avec le Modèle 2, plus représentatif de la dynamique naturelle de la région gaspésienne puisqu'il incorpore également les épidémies d'insectes et les chablis.

CHAPITRE 2

UNE SYLVICULTURE EXTENSIVE COMME STRATÉGIE POUR CONCILIER CONSERVATION ET FORESTERIE: LE CAS DE LA POPULATION MENACÉE DE CARIBOU DE LA GASPÉSIE-ALANTIQUE

RÉSUMÉ FRANÇAIS

En aménagement forestier, l'émulation des perturbations naturelles vise à réduire les écarts entre les forêts naturelles et aménagées afin de répondre à plusieurs enjeux écologiques. Ceci inclut la conservation d'espèces à statut précaire, comme le caribou de la Gaspésie-Atlantique (*Rangifer tarandus caribou*). La cause de son déclin serait une forte pression de prédation exacerbée par l'exploitation forestière sévère, puisque la surreprésentation des peuplements en régénération en Gaspésie permet de supporter d'importantes densités d'ours noirs (*Ursus americanus*) et de coyotes (*Canis latrans*), les principaux prédateurs du caribou. Ces prédateurs sélectionnent de tels peuplements étant donné l'abondance de petits fruits et de brouet disponible pour les proies alternatives, particulièrement l'orignal (*Alces americanus*). Notre objectif était de vérifier si l'application d'une sylviculture extensive émulant des perturbations naturelles est une stratégie de conservation offrant des caractéristiques d'habitat favorables au caribou. Pour ce faire, nous avons comparé les impacts de différents traitements sylvicoles le long d'un gradient de prélèvement ligneux, interprété comme un gradient de sévérité, sur les attributs d'habitat utilisés par le caribou, l'orignal et leurs prédateurs. Nous avons échantillonné 291 sites dans sept types de traitements sylvicoles et des forêts résineuses matures comme témoins. À l'aide d'une analyse canonique de correspondance partielle, nous avons démontré que les traitements moins sévères maintenaient des attributs d'habitat comparables à ceux retrouvés en forêts matures, incluant certains attributs importants pour le caribou, comme une biomasse suffisante de lichen arboricole, un couvert de protection

contre les intempéries, une bonne visibilité et une disponibilité moindre des ressources alimentaires pour les prédateurs. Nos concluons que l'application de ces traitements est une stratégie de conservation pertinente à l'échelle du peuplement forestier, mais qu'elle demeure discutable puisqu'elle entraînera la création de structures linéaires supplémentaires dans l'aire de répartition du caribou.

J'ai rédigé cet article en collaboration avec Martin-Hugues St-Laurent, mon directeur de recherche, et Luc Sirois, mon codirecteur. Il sera soumis sous peu pour publication à la revue scientifique *Forest Ecology and Management*. Les résultats ont aussi été partiellement publiés dans un rapport en français réalisé pour Environnement Canada (St-Laurent *et al.* 2014)². J'ai également présenté cette étude sous forme de conférences dans deux congrès internationaux, soit en mai 2014 à Whitehorse lors du *15th North American Caribou Workshop* et en octobre 2014 à Rimouski lors du *7th eCanUsa Forest Sciences Conference*, ainsi que dans un congrès provincial en novembre 2014 à Montréal, lors du 39^e congrès de la Société Québécoise pour l'Étude Biologique du Comportement. En tant que première auteure du présent article, j'ai contribué à élaborer les hypothèses de recherche, j'ai planifié les travaux sur le terrain, récolté les données, réalisé les analyses statistiques et rédigé les différentes versions des textes. Martin-Hugues St-Laurent et Luc Sirois ont été impliqués dans l'ensemble des étapes essentielles à la réalisation de ce projet, soit son élaboration (idée originale, objectif et hypothèses), sa supervision, sa rédaction, sa correction et son financement.

² ST-LAURENT, M.-H., LESMERISES, F., NADEAU FORTIN, M.-A. & BAUDUIN, S., 2014. Acquisition de connaissances nécessaires à la désignation de l'habitat essentiel du caribou des bois, population de la Gaspésie-Atlantique – Rapport intérimaire 2014. Rapport scientifique présenté à Environnement Canada – Service Canadien de la Faune, Rimouski, 24 p.

EXTENSIVE SILVICULTURE AS A STRATEGY TO CONCILIATE CONSERVATION AND TIMBER HARVESTING: A CASE-STUDY WITH THE ENDANGERED ATLANTIC-GASPÉSIE CARIBOU

ABSTRACT

The emulation of natural disturbances in forest management aims at reducing differences between managed and natural forests in order to overcome several environmental issues. This includes the conservation of endangered species, such as the Atlantic-Gaspésie caribou (*Rangifer tarandus caribou*). The cause of this population decline is an increased predation pressure exacerbated by severe forest practices, since the over-representation of regenerating forests in Gaspésie supports high densities of black bears (*Ursus americanus*) and coyotes (*Canis latrans*), the main predators of caribou. These predators select such stands because of the high abundances of berries and browse available for alternative prey, especially moose (*Alces americanus*). Our objective was to verify if extensive silviculture which emulates natural disturbances is a conservation strategy which can provide suitable habitat characteristics for caribou. To do so, we compared the impacts of different silvicultural treatments along a gradient of harvested basal area, interpreted as a gradient of severity, on habitat attributes used by caribou, moose and their predators. We sampled 291 sites, using seven silvicultural treatments and mature coniferous forests as control. Using a partial canonical correspondence analysis, we showed that less severe treatments maintain some habitat attributes that are comparable to those found in mature forests, including some that are important for caribou, such as a substantial biomass of arboreal lichen, a protection cover against adverse weather conditions, a good sightline and a lower availability of food resources for predators. We concluded that the application of less severe treatments is a relevant conservation strategy at the forest stand level, but it remains questionable as it will create additional linear structures within the caribou range.

INTRODUCTION

Species have evolved within the constraints and opportunities induced by natural disturbance regimes (Seymour & Hunter 1999) and the emulation of these disturbances is now considered as the best guarantee for preserving biodiversity in a context of natural-resource extraction (Attiwill 1994; Landres *et al.* 1999). This is one of the key assumptions of ecosystem-based forest management, which aims at the long-term maintenance of resilient and healthy forest ecosystems by reducing differences between managed and natural forests (Gauthier *et al.* 2008). Thus, many silvicultural treatments have been developed in recent years to emulate the effects of a wide variety of natural disturbances on compositional and structural heterogeneity of forests (Harvey *et al.* 2002; Groot *et al.* 2005). For example, selection cutting emulates natural disturbances of low to moderate severity by harvesting an individual tree or a small group of trees (Bergeron *et al.* 1999). This contrasts with more severe forestry practices that convert naturally heterogeneous forests to even-aged, monospecific stands (Harvey *et al.* 2002; Kuuluvainen 2002).

Natural disturbance regimes vary widely across the boreal forest (Bergeron *et al.* 2001; Angelstam & Kuuluvainen 2004). Areas characterized by long fire cycles, such as the eastern boreal forest of Quebec (Despons *et al.* 2004), are dominated by gap dynamics, caused by partial disturbances such as insects or the natural death of one or few trees (Angelstam & Kuuluvainen 2004). This often results in landscapes dominated by old-growth forests (Harvey *et al.* 2002; Despons *et al.* 2004). In such areas, implementing silvicultural treatments which emulate partial disturbances becomes relevant to reduce differences between managed and natural forests regarding stand composition, age, structure, configuration as well as their capacity to preserve old-growth forest attributes and to contribute to the conservation of species at risk (Noss 1999; Gauthier *et al.* 2008).

Emulating natural disturbances in forest management has been shown to be effective in maintaining several species of ectomycorrhizal fungi, epiphytic lichens, beetles, small ground-dwelling vertebrates (Rosenvald & Lõhmus 2008) and mature-forest birds (Ruel *et al.* 2013). Thus, these treatments can be seen as promising tools to maintain forest attributes

suitable for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), a threatened species known to be highly disturbed by severe logging practices (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet *et al.* 2011). Some studies reported no effect of less severe practices on habitat suitability for caribou (e.g. partial cutting in Ontario (Vanderwel *et al.* 2009) and in Quebec (Courtois *et al.* 2004)) while others showed that selection cutting could maintain substantial biomass of arboreal lichens, an important winter foraging resource, in the ranges of mountain caribou in British Columbia (Coxson *et al.* 2003) and Atlantic-Gaspésie caribou in Quebec (Stone *et al.* 2008).

The Atlantic-Gaspésie caribou (hereafter caribou) belongs to the mountain caribou ecotype (COSEWIC 2011) and is the last woodland caribou population that inhabits the southern shore of the St. Lawrence River (Ouellet *et al.* 1996). This population was abundant throughout the Gaspé Peninsula at the beginning of the 20th century, then it rapidly decreases between 94 and 100 individuals in 2014 (Lalonde 2015). Identified as endangered in Canada (Government of Canada 2015), this population is also recognized as one of the 12 Designatable Units (DU) for caribou in Canada, i.e. an irreplaceable component of Canada's biodiversity (COSEWIC 2011). Several factors have potentially contributed to the decline of this population over the last century, such as diseases, parasites and past overhunting, but it has been suggested that the primary limiting factor is an increased predation pressure on caribou calves, which is exacerbated by anthropogenic activities, primarily logging (Mosnier *et al.* 2003; St-Laurent *et al.* 2009).

The current range of this population is mostly confined to the Gaspésie National Park and the surrounding Matane and Chic-Chocs Wildlife Reserves, where caribou are found within alpine tundra and mature coniferous forests (Ouellet *et al.* 1996). Mature forests bordering the park are severely exploited, resulting in a mosaic of suitable habitats for caribou within the park juxtaposed to suitable habitats for its main predators, i.e. black bear (*Ursus americanus*) and coyote (*Canis latrans*). Furthermore, the movements of these predators are facilitated by the high density of linear structures within the territory (Gaudry 2013), leading to an increased encounter rate and, consequently, an increased predation

pressure (Whittington *et al.* 2011). These generalist predators are selecting early successional stands which support high abundance of berries, forbs and grasses, particularly beneficial to black bears, and impressive densities of alternative prey, such as hare (*Lepus americanus*), white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) and moose (*Alces americanus*), important for coyotes (Mosnier *et al.* 2008; Boisjoly *et al.* 2010). In the absence of wolf (*Canis lupus*), the study area now supports moose densities among the highest in the province of Quebec (i.e. 4.8/km² in 2007, to 3.3/km² in 2012), despite the efforts recently invested at reducing moose overabundance (Lamoureux *et al.* 2012). Thus, caribou is suffering incidental predation sustained by this high abundance of rich vegetation and the apparent competition with alternative prey as caribou are sharing common predators with them. Apparent competition is largely documented in other ungulate populations and is often identified as a part of the mechanism linking habitat alteration and population declines (DeCesare *et al.* 2010).

In this study, we aimed at verifying if the application of extensive, and less severe, forestry practices in the surrounding of the caribou range could maintain suitable habitat for caribou and could prevent the creation of suitable habitat for its predators and moose, in order to eventually mitigate the existing disequilibrium between these species. More precisely, we assessed the impacts of different silvicultural treatments along a gradient of harvested basal area, which therefore represents a gradient of severity, on habitat attributes used by caribou, black bear, coyote and moose. We hypothesized that (1) mature forests will provide the habitat of the higher quality for caribou compared to all silvicultural treatments but (2) low-severity treatments will maintain suitable habitat for caribou, e.g. by retaining arboreal lichen and providing a vegetation cover against adverse weather conditions, as well as a good sightline. Finally, we hypothesized that (3) more severe treatments will provide high-quality habitats for predators, e.g. by supporting higher abundance of berries and higher density of stems browsed by moose.

METHODS

Study area

The study area (7867 km²) is located in the Gaspé Peninsula, southeast of the St. Lawrence River, Quebec, Canada (Figure 2.1). This area encompasses the caribou range and is centered on the Gaspésie National Park, but also covers the surrounding Matane, Dunière and Chic-Chocs Wildlife Reserves. This region includes the highest areas in southern Quebec, namely the McGerrigle and Chic-Chocs Mountains. According to the classification of Köppen (1918), regional climate is humid continental with cold summers. Mean annual temperature is 2.1°C at low elevation and -4.0°C on summits. Mean annual precipitation is the highest recorded in Quebec, with up to 1660 mm of which the third falls as snow (Gagnon 1970).

Study area is part of the southeastern boreal forest, in the balsam fir (*Abies balsamea*) – white birch (*Betula papyrifera*) and the balsam fir – yellow birch (*B. alleghaniensis*) domains (Grandtner 1966). The altitudinal-climatic gradient shapes the extent of three distinct vegetation belts: the alpine (> 1050 m), subalpine (900-1050 m) and mountain (< 900 m) belts (Boudreau 1981). Terrestrial lichens are mainly limited to the alpine belt while arboreal fruticose lichens (primarily *Alectoria* spp., *Bryoria* spp. and *Usnea* spp.) are generally abundant in the old-growth forests (Arseneau *et al.* 1997; Stone *et al.* 2008). As logging occurs essentially in the mountain belt, we distributed exclusively our study sites within this belt, where forest vegetation is dominated by balsam fir, white spruce (*Picea glauca*), black spruce (*P. mariana*), white birch and yellow birch. For the last century, these forests were mainly disturbed by logging, spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks, windthrows and fires, although logging has been banned in the Gaspésie National Park since 1977 and is currently restricted to the surrounding territories, according to management plans aimed at caribou recovery. This includes a forest management plans implemented in 1999, which currently covers a buffer zone of 10 km surrounding the caribou range (as defined according to a caribou telemetry survey conducted between 1998

and 2001), where forest activities are subject to regulations such as the protection of forested corridors and the experimentation of variable retention harvesting (MRN 2013).

Study sites selection

We sampled 291 sites between May and August 2013. We used a randomised sampling design, stratified according to seven types of silvicultural treatments applied < 15 years ago, and mature coniferous forest ≥ 90 years-old as control, representing altogether a gradient of harvested basal area (%) (Table 2.1). We stratified our sampling design according to the type of treatment rather than the percentage of harvested basal area; we did so considering that many metrics of stand composition (e.g. % of deciduous stems) and structure (e.g. stem density) varied greatly between treatments for a similar level of timber harvest. Four silvicultural treatments emulated the effects of natural forest disturbances of low severity in our study area: commercial thinning, selection cutting, shelterwood cutting and partial cutting. In opposition, high-severity treatments were harvesting with retention of small merchantable stems (also referred to HARP in Ontario, see Groot *et al.* 2005), harvesting with seed tree retention and cutting with protection of regeneration and soils.

Study sites for each treatment were selected using a 1: 20,000 numeric ecoforest map published by the Quebec's Ministry of Forests, Wildlife and Parks. Minimal map unit size was 4 ha for forested polygons and 2 ha for non-forested areas (e.g. water bodies, bogs). The number of replicates per treatment varied according to the availability and the accessibility of sites (Table 2.1). Only one sampling unit was placed in each independent cutblock to avoid pseudoreplication.

Forest survey

We characterised each study site in a 400-m² circular plot (11.28-m radius) randomly located in the cutblock using a GIS. We located sampling plots at a minimal distance of 50

m away from roads to reduce edge effects (Boucher *et al.* 2011) and at a minimum distance of 200 m apart each other to limit spatial pseudoreplication. In each plot, we measured the mean height of dominant trees, the diameter at breast height (DBH) of trees and snags with a diameter > 9 cm and the basal area using a factor 2 prism. We also measured the diameter of stumps at 15 cm; after the field season, this measure allowed us to estimate the percentage of harvested basal area for each plot using a linear regression linking stump diameter and DBH (see details in Appendix A). We estimated the lateral obstruction of sight provided by lower vegetation strata at 15 m from the center of the plot in four cardinal directions using a board of 200 x 30 cm divided into four sections of 50 cm (Nudds 1977).

We counted the number of tree saplings (DBH \leq 9 cm) and the number of fruit-bearing shrubs (except *Rubus* spp. and *Ribes* spp., see below) in a 50-m² circular subplot (4-m radius) centered on the 400-m² plot. We also counted stems with at least one browsed twig between 50 and 300 cm in height (regardless of the stem diameter) to evaluate vegetation browsing rate by moose (Potvin 1995). Finally, we visually estimated the vegetation cover (%) of forbs, grasses, ferns, mosses and two fruit-bearing shrubs species (i.e. *Rubus* spp. and *Ribes* spp., because of the difficulty in counting them individually) in five square subplots (2.25 m²; 1.5 x 1.5 m) located in the center of the 400-m² plot and at 15 m in each of the four cardinal directions. At these five subplots, we also counted the percentage of points under cover using a 30 x 30 cm quadrat as a proxy of canopy cover. More precisely, we counted the points under the shade of the canopy on a plexiglass sheet covered of equidistant points, raised above our head. This method allowed us to ensure more consistency between observers.

We assessed the biomass of arboreal fruticose lichen using the clump method (Antifeau 1987). We chose a lichen clump of a size representative of what is found in the study area as a standard unit. We estimated the number of clumps (to the nearest 0.5 standard unit) found on the trunk and branches of five dominant trees randomly located in the 400-m² plot. We did not distinguish lichen genus when counting the number of clumps as we were interested in a rough estimate of potential winter forage for caribou. This is why

our measurements were made between 1 and 4 m above ground (in three classes of 1-m in height), which is the maximum accessible height for caribou during winter (Ouellet *et al.* 1996). Back to the lab after the field season, we oven-dried the standard unit during 24 hours at 60°C and weighed it to the nearest 0.001 g. We then obtained an estimate of lichen biomass per plot by multiplying the mean number of clumps per tree by the number of trees per plot that hosting at least 0.5 standard unit, and then by the weight of the standard unit (i.e. 2.113 g). We also estimated the litterfall of arboreal fruticose lichen by counting fallen clumps along a north-south transect of 30 m long x 0.5 m wide. Terrestrial lichen biomass was not estimated since it was absent from the majority of study sites.

Data analysis

We conducted a partial canonical correspondence analysis (pCCA; Ter Braak 1986) to highlight the relationships between silvicultural treatments (which were transformed into dummy variables) and all measured environmental variables. We controlled for site elevation, longitude and latitude, aspect and slope, type and thickness of surficial deposits as well as drainage classes by using these variables as covariates. These covariates, extracted from the numeric ecoforest and topographic maps, are known to have an influence on forest structure and composition (Holland & Steyn 1975; Pausas & Austin 2001) while being generally independent of the silvicultural treatment applied. Model fit was evaluated using the so-called "species-environment correlation" (while the term "species" here refers to silvicultural treatments) (Oksanen *et al.* 2012). However, Oksanen *et al.* (2012) do not recommend using this correlation as a measure of goodness-of-fit because of its sensitivity to extreme scores and to the use of too many constraints. We verified these potential limitations; we found no extreme scores in our analysis and the number of environmental variables was not too high, being 22 times lower than the number of sampling units (or 8 times lower when considering covariates).

We used the variance inflation factor (VIF) to identify multicollinearity problems and removed highly correlated ($VIF > 10$) environmental variables and covariates (Oksanen *et al.* 2012). The remaining environmental variables were arbitrarily selected according to their biological significance for caribou (Ouellet *et al.* 1996), black bear (Mosnier *et al.* 2008), coyote (Boisjoly *et al.* 2010) or moose (Potvin 1995). We tested the significance of the model, each axis and each environmental variable using the permutation test for CCA under reduced model as implemented in the *vegan* package (Oksanen *et al.* 2012) of R (R Development Core Team 2008). We used a significance level (α) of 0.05 for all of our analysis.

RESULTS

Our complete model explains 36.30% of the total variance between silvicultural treatments, of which 20.74% was explained by environmental variables (or constraints) and 15.56% by covariates (or conditions) (Table 2.2). Although the contribution of the selected environmental variables is interesting, they do not completely explain the variance related to silvicultural treatments, since a significant part of the variance is rather explained by covariates. The correlation between treatments and environmental variables is 0.87 for the first axis and 0.57 for the second axis. Environmental variables included in our model considerably influence the dispersion of silvicultural treatments in the multivariate space (Table 2.3). The basal area of coniferous trees had the highest individual contribution (29.08%) to the variance explained by environmental variables (6.03% of total variance), while the density of fruit-bearing shrubs showed the lowest individual contribution (1.66%; 0.34% of total variance), closely preceded by the cover of *Rubus* spp. and *Ribes* spp. (3.33%; 0.69% of total variance) and the density of deciduous saplings (3.74%; 0.78% of total variance). Even if the density of fruit-bearing shrubs does not differ significantly between treatments, we kept this variable in our model because of its biological relevance for black bear (Mosnier *et al.* 2008) and coyote (Boisjoly *et al.* 2010) as a metric characterizing foraging opportunity.

The two first pCCA axes (Figure 2.2) explained 14.08% of the total variance among study sites (respectively 10.13% and 3.95%), which corresponds to 67.89% of the variance explained by environmental variables (respectively 48.85% and 19.04%). Eigenvalues > 0.30 indicate a strong gradient according to Ter Braak & Verdonschot (1995), which is the case with our results (eigenvalues of 0.71 and 0.28 for the first and second axes respectively, Table 2.2), in addition to the biological significance of our results. The first axis describes a gradient of high basal area of coniferous trees, height of dominant trees and canopy cover to the right of the biplot, which oppose to an increased percentage of harvested basal area to the left. Thus, the first axis can be interpreted as a gradient of stand density, which explains most of the variation between treatments. The second axis is mainly associated to an increased density of coniferous saplings to the top of the biplot, and to an increased density of deciduous saplings and browsed stems to the bottom. Thus, the second axis can be interpreted as a gradient of the composition of forest regeneration.

The ordination biplot segregates most silvicultural treatments quite orderly: selection cutting and commercial thinning in quadrant I; cutting with protection of regeneration and soils and harvesting with retention of small merchantable stems in quadrant II; harvesting with seed tree retention and partial cutting in quadrant III; shelterwood cutting and mature forest in quadrant IV. However, harvesting with retention of small merchantable stems, selection cutting, commercial thinning, partial cutting and shelterwood cutting are located near the center of the biplot, which suggests that environmental variables associated to these treatments are rather similar in values. Therefore, low-severity treatments (selection cutting, commercial thinning, partial cutting and shelterwood cutting) are clustered together with harvesting with retention of small merchantable stems, which is the severe treatment with the lowest percentage of harvested basal area. Contrariwise, cutting with protection of regeneration and soils, harvesting with seed tree retention and mature forest (the control) differ from this group but even more between them.

DISCUSSION

According to our hypotheses, our results showed that silvicultural treatments of lower severity could maintain some habitat attributes that are comparable to those found in mature forests, including some important for caribou. More importantly, these treatments could also generate less attractive stands for predators, in terms of food resources. Indeed, even if the cover of *Rubus* spp. and *Ribes* spp. was the second variable with the lowest contribution to our model, this variable remains lower in less severe treatments compared to the more severe treatments. Moreover, there were not only fewer berries in low-severity cutblocks, but also less food resources available for and used by moose. Consequently, the application of less severe treatments could be used as relevant conservation strategies in managed forests within caribou ranges, outside of protected areas.

Mature forests

Different reasons support our decision to compare silvicultural treatments to mature coniferous forests, assuming they represent the forest land-cover type providing the highest habitat quality for caribou. First, past telemetry studies showed that mature coniferous forests are the second most used habitat in our study area, just after alpine tundra (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003). Moreover, mature forests in the study area are relatively rich (see Figure 2..2), as they support higher densities of deciduous saplings than of coniferous saplings. Then, these forests might theoretically be beneficial for caribou from a nutritional perspective, especially during lactation, when energy and protein demands are higher (Barboza & Parker 2005), as long as predation risk and predator avoidance remains low (which is not currently the case). However, this result might be interpreted with caution, as the position of mature forests in the biplot might rather result from the sharp contrast observed between mature stands and cutting with protection of regeneration and soils cutblocks, the latter supporting very high densities of saplings, almost exclusively composed of coniferous species.

Mature forests differs from all silvicultural treatments by the highest basal area of coniferous trees and snags, the more dense canopy cover, the highest stand height and, not surprisingly, the highest biomass of arboreal lichen. Such a dense canopy cover is known to provide an important shelter against adverse weather conditions, including snow accumulation (D'Eon 2004). This could indirectly facilitate caribou movements in winter and reduce energy expenditures, as reported for caribou (Antifeau 1987) but also for other cervids such as mule deer (*Odocoileus hemionus*) and elk (*Cervus canadensis*) (Parker *et al.* 1984). The availability of arboreal lichen is another important habitat attribute for caribou, as they mostly rely on this resource during winter (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003). The high biomass of arboreal lichen found in mature forests can depend on the higher availability of stable substrate, such as standing dead trees and large old trees usually found in older stands, as well as the constant and unique microclimate conditions (e.g. high relative humidity) representative of late successional forests (Goward 1994; Esseen *et al.* 1996). These characteristics are essential for the growth, reproduction and dispersal of many lichens (Stone *et al.* 2008), including *Alectoria*, *Bryoria* and *Usnea*, which are preferentially used by caribou (Rominger *et al.* 1994). Achieving an important biomass of these lichens can be a quite long process, particularly at high elevation, where lichen biomass reach its maximum in forest stands ranging from > 90 years old (in our study area; Stone *et al.* 2008) to 150 years (in British Columbia; Coxson *et al.* 2003).

High-severity treatments

Harvesting with seed tree retention cutblocks were associated with the highest cover of *Rubus* and *Ribes*, the highest density of deciduous saplings and the highest density of stems browsed by moose. Thus, this treatment is probably the less appropriate treatment to support caribou conservation, as it is the most suitable for its predators. Raspberries (*Rubus idaeus*) are known to be aggressive competitors that rapidly invade open sites following large-scale disturbances (Ruel 1992; Ricard & Messier 1996). Once established, they form a mono-specific shrub layer for at least 10 years following logging (Archambault *et al.*

1998). These fruit-bearing shrubs are particularly beneficial to black bears, as raspberries accounted for a large part of their summer diet in our study area (Boileau *et al.* 1994; Mosnier *et al.* 2008). They are also valuable for coyotes, considering that fruits are known to dominate their summer diet in our study area (Boisjoly *et al.* 2010), as elsewhere in North America (e.g. Toweill & Anthony 1988). In addition to the high availability of berries, harvesting with seed tree retention cutblocks also appears to be intensively used by moose, as suggested by the numerous evidences of moose browsing on stems in this treatment. Indeed, moose are found to select cutblocks that provide the highest availability of deciduous browse in early winter (Courtois *et al.* 1998). This can be supported by the strong association that we found between the density of deciduous saplings and the density of browsed stems.

Cutting with protection of regeneration and soils mainly differ from the other treatments by the highest density of coniferous saplings in these cutblocks, maybe as a result of natural regeneration or even of the plantation of coniferous seedlings following this treatment. Such practice is relatively common in our study area, in sites where regeneration is insufficient to ensure forest renewal. Plantation could offer a suitable winter habitat for snowshoe hares (Bergeron & Tardif 1988), an important prey for coyotes (Boisjoly *et al.* 2010). Another explanation could be the application of pre-commercial thinning a few years after harvesting, which results in elimination of deciduous tree species and weaker coniferous individuals, in order to optimize growth of the most promising coniferous stems. Finally, an alternative explanation to these high densities of coniferous saplings might be the result of past selective browsing by moose on deciduous saplings, which might lead to a compositional change of the forest vegetation (McLaren *et al.* 2009). On a different note, Potvin *et al.* (2005) showed that stands originating from cutting with protection of regeneration and soils offer good habitat conditions 10 years following logging for both hare and moose. However, our results suggest there were fewer fruits and deciduous saplings in cutting with protection of regeneration and soils cutblocks than those originating from harvesting with seed tree retention, being then possibly less attractive to moose and predators. Despite this finding, cutting with protection of regeneration and soils

did not appear appropriate for caribou, as it retained none of the habitat attributes identified as important for this species. Similarly, Hins *et al.* (2009) clearly demonstrate such avoidance of this treatment by caribou in the continuous boreal caribou range, north of the St. Lawrence River. Another study suggested that densely stocked stands, such as plantation, might also hamper caribou movements, then reducing its ability to disperse, reach suitable habitat patches and ultimately isolate themselves from predators and alternative prey (Hamilton 2011).

Despite harvesting with retention of small merchantable stems are relatively close of low-severity treatments in the biplot, conditions provided by these stands appeared to be intermediate between stands originating from low-severity treatments and cutting with protection of regeneration and soils, while being considerably different than the conditions found in mature forests. As cutting with protection of regeneration and soils did not provided suitable habitat attributes for caribou, we also recommend avoiding harvesting with retention of small merchantable stems and further enhance the application of less severe treatments. This assertion is supported by Fortin *et al.* (2011), who highlighted a strong avoidance of harvesting with retention of small merchantable stems cutblocks by boreal caribou, but a selection by moose.

Low-severity treatments

Considering the variables included in our pCCA, low-severity treatments (selection cutting, partial cutting, shelterwood cutting and commercial thinning) appear to result in habitat structure and composition approximately similar, although we could point out some subtle differences between them. Selection cutting were strongly associated with the highest basal area of deciduous trees, obviously because this treatment is mostly applied in mixed and deciduous forests within our study area. Commercial thinning and shelterwood cutting were associated with values of basal area of coniferous trees, stand height and canopy cover that are similar to what is found in mature forests, suggesting that these

treatments might also provide a good protection against adverse weather conditions. Hamilton (2011) underlined the importance of maintaining a good snow interception cover when applying silvicultural treatments in the winter range habitat of mountain caribou in British Columbia. Indeed, some silvicultural treatments, such as partial cutting, are already promoted to maintain or improve the winter range habitat of other cervids, such as mule deer (D'Eon 2004). Hamilton (2011) also argued the importance of maintaining good sightlines for caribou in managed stands. We indeed showed that commercial thinning were associated with the lower values of visual obstruction, suggesting that this treatment could provide a good visibility for caribou in order to facilitate detection of predators and ultimately reducing predation risk, as previously suggested for boreal caribou (Dussault *et al.* 2012). Also, the lowest lateral cover found in commercial thinning cutblocks could result in offering habitats of lower quality for snowshoe hare (Bois *et al.* 2012).

Mature forests and low-severity treatments were comparable in several points. However, we surprisingly observed a decreasing density of deciduous saplings in low-severity treatments cutblocks compared to mature forests, even for shade intolerant tree species. Again, this might be caused by the selective browsing pressure exerted by moose, suggesting that low-severity treatments are heavily used by moose, which was already observed in our study area (Leblond *et al.* 2015). Indeed, the interspersed food and cover in these cutblocks might offer good habitat conditions for moose (Dussault *et al.* 2005). On the other hand, the excessive moose density noted in our study area since several years might hide the effects of some silvicultural treatments on their attractiveness to other herbivores. Like in similar areas, moose could have significantly damaged the forest vegetation (Brandner *et al.* 1990) and modified the successional trajectories (Hidding *et al.* 2013). Consequently, they might have created disequilibrium between vegetation species, since they selected the most palatable species such as birch contrarily to spruce (McIness *et al.* 1992; McLaren *et al.* 2009), an hypothesis that nevertheless needs to be validated empirically in our study system.

The arboreal lichen biomass was lower in managed stands (especially with commercial thinning) than mature forests, a finding consistent with Stone *et al.* (2008), who showed a decrease in arboreal lichen biomass following partial and selection cutting in our study area (immediate retention of 40 – 60% of the initial biomass). Coxson *et al.* (2003) also noted a trend, although non-significant, of declining *Alectoria* loading two years after partial and selection cutting in British Columbia. In addition to the direct removal of large lichen bearing trees and snags, this diminution may also be related to the distance between residual trees, which influences the efficiency of lichen dispersal (Sillett *et al.* 2000). This diminution can also be related to a modification in the structure and composition of the forest canopy, which affects the quality of the substrate and the microclimatic conditions (Esseen *et al.* 1996; Coxson *et al.* 2003). For example, Stevenson & Coxson (2003) reported an increased level of lichen fragmentation and a reduced growth rate following group tree selection cutting, due to the increased exposure at the edge of the groups which reduced the hydration time of lichens. This would affect their metabolic activities and cause thalli damages (Johansson 2008) since pendulous lichens at young edges are more prone to be damaged by wind (Esseen & Renhorn 1998). Boudreault *et al.* (2008) reported similar results, with a lower biomass of epiphytic lichens, especially *Bryoria*, in remnant mature forests left as cutblock separators and riparian buffers. Thus, despite the availability of food resources was not previously identified as a limiting factor for the Atlantic-Gaspésie caribou population (Ouellet *et al.* 1996), further studies are needed to directly assess the current carrying capacity.

MANAGEMENT IMPLICATIONS

Our study emphasizes the relevance of replacing severe logging that is conducted within and in the immediate vicinity of the caribou range by less severe silvicultural treatments. We are confident that a diversification of silvicultural practices would maintain uneven-aged and irregular stands within the landscape and then provide more suitable habitat conditions for caribou, while allowing a sustainable timber harvesting. We

demonstrated that such treatments are generally appropriate for this endangered, sensitive species, at least regarding the habitat attributes provided at the forest stand level. In accordance with the concept of ecosystem-based management, it appears that the closer the conditions in managed stands are to those in natural forests, the greater the probability of maintaining caribou within the landscape will be. Emulating natural disturbances has already been suggested as a conservation strategy for mountain caribou in British Columbia (Seip 1996) and boreal populations of woodland caribou in Quebec (Courtois *et al.* 2004); we here made a step further by concretely assessing the impacts of these silvicultural treatments on stand structure and composition. Dhital *et al.* (2013) showed that a forest management which emulates natural disturbances in western Quebec, where natural disturbance regime is dominated by large crown fires, could help maintaining boreal caribou populations; we did so for another caribou ecotype, under a very different forest dynamics dominated by small gap disturbances.

We suggest focussing on treatments which maintain a permanent canopy cover or at least over a long rotation period. For example, a period of 240 years with a minimum 80-year cutting cycle is suggested for supporting mountain caribou conservation in British Columbia (Hamilton 2011). Similarly, Courtois *et al.* (2004) argued that a rotation of 75 to 100 years is too short to develop an uneven-aged structure within the range of boreal caribou populations in Quebec. In order to avoid that the availability of arboreal lichen becomes a limiting factor during winter, we also suggest preserving large lichen-bearing trees and using techniques that only create small openings in the canopy as edge effect seems detrimental for lichen (Esseen & Renhorn 1998; Stevenson & Coxson 2003; Boudreault *et al.* 2008).

Finally, although applying less severe forestry practices seems promising for caribou at the stand level, harvesting a lower wood volume per hectare would result in potential usage conflicts at the landscape scale, as a denser road network and an increased human disturbance will be necessary to sustain similar timber harvest yield. Caribou avoid areas disturbed by humans (e.g. Mosnier *et al.* 2003; Hins *et al.* 2009) and anthropogenic

linear structures are used by its predators (e.g. Whittington *et al.* 2011; Gaudry 2013). Thus, low-severity treatments could not be advocated properly without challenging the maximum sustainable yield paradigm at the basis of our forest management if we really aim at contributing to the conservation of threatened and endangered wildlife species.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank F. Lesmerises, A. Pierre, P. Pettigrew, M. Lapointe St-Pierre, and M. Vigneault for their help during field surveys, as well as D. Beauchesne, R. Schneider and J.-P. Tremblay for their useful comments on an earlier version of the manuscript. Funding for this study was provided by the Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologies, the Canadian Foundation for Innovation, the Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Environment Canada, the Société des Établissements de Plein Air du Québec, the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC; for a Discovery grant to M.-H. St-Laurent), the EnviroNorth NSERC-CREATE Training Program in Northern Environmental Sciences (research grant to M.-A. Nadeau Fortin), the Université du Québec à Rimouski, the Centre d'Études Nordiques, the Fondation de la Faune du Québec and the Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles.

REFERENCES

- ANGELSTAM, P. & KUULUVAINEN, T., 2004. Boreal forest disturbance regimes successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117-136.
- ANTIFEAU, T.D., 1987. The significance of snow and arboreal lichen in the winter ecology of mountain caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the North

Thompson watershed of British Columbia. M. Sc. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, 142 p.

- ARCHAMBAULT, L., MORISSETTE, J. & BERNIER-CARDOU, M., 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir – yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. *Forest Ecology and Management* 102(1): 61-74.
- ARSENEAU, M.-J., SIROIS, L. & OUELLET, J.-P., 1997. Effects of altitude and tree height on the distribution and biomass of fruticose arboreal lichens in an old growth balsam fir forest. *Ecoscience* 4(2): 206-213.
- ATTIWILL, P.M., 1994. The disturbance dynamics of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63(1-2): 247-300.
- BARBOZA, P.S. & PARKER, K.L., 2008. Allocating protein to reproduction in Arctic reindeer and caribou. *Physiological and Biochemical Zoology*, 81(6): 835-855.
- BERGERON, J.-M. & TARDIF, J., 1988. Winter browsing preferences of snowshoe hares for coniferous seedlings and its implication in large-scale reforestation programs. *Canadian Journal of Forest Research* 18(2): 280-282.
- BERGERON, Y., GAUTHIER, S., KAFKA, V., LEFORT, P. & LESIEUR, D., 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31(3): 384-391.
- BERGERON, Y., HARVEY, B., LEDUC, A. & GAUTHIER, S., 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *Forestry Chronicle* 75(1): 55-61.
- BOILEAU, F., CRÊTE, M. & HUOT, J., 1994. Food habits of the black bear, *Ursus americanus*, and habitat use in Gaspésie Park, eastern Québec. *Canadian-Field Naturalist* 108(2): 162-169.
- BOIS, G., IMBEAU, L. & MAZEROLLE, M.J., 2012. Recovery time of snowshoe hare habitat after commercial thinning in boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 42(1): 123-133.
- BOISJOLY, D., OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *Journal of Wildlife Management* 74(1): 3-11.

- BOUCHER, Y., ST-LAURENT, M.-H. & GRONDIN, P., 2011. Logging-induced edge and configuration of old-growth forest remnants in the eastern North American boreal forests. *Natural Areas Journal* 31(3): 300-306.
- BOUDREAU, F., 1981. *Écologie des étages alpin et subalpin du Mont Jacques-Cartier, parc de la Gaspésie, Québec*. M. Sc. Thesis, Université Laval, Québec, 185 p.
- BOUDREAU, C., BERGERON, Y., DRAPEAU, P. & LÓPEZ, L.M., 2008. Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management* 255(5-6): 1461-1471.
- BRANDNER, T.A., PETERSON, R.O. & RISENHOOVER, K.L., 1990. Balsam fir on Isle Royale: effects of moose herbivory and population density. *Ecology* 71(1): 155-164.
- COSEWIC., 2011. Designatable Units for caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 88 p.
- COURTOIS, R., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & GINGRAS, A., 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *Forestry Chronicle* 80(5): 598-607.
- COURTOIS, R., OUELLET, J.-P. & GAGNÉ, B., 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34(1): 201-211.
- COXSON, D., STEVENSON, S. & CAMPBELL, J., 2003. Short-term impacts of partial cutting on lichen retention and canopy microclimate in an Engelmann spruce-subalpine fir forest in north-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 33(5): 830-841.
- DECESARE, N.J., HEBBLEWHITE, M., ROBINSON, H.S. & MUSIANI, M., 2010. Endangered, apparently: the role of apparent competition in endangered species conservation. *Animal Conservation* 13(4): 353-362.
- D'EON, R.G., 2004. Snow depth as a function of canopy cover and other site attributes in a forested ungulate winter range in southeast British Columbia. *BC Journal of Ecosystems and Management* 3(2): 1-9.
- DESPONTS, M., BRUNET, G., BÉLANGER, L. & BOUCHARD, M., 2004. The eastern boreal old-growth balsam fir forest: a distinct ecosystem. *Canadian Journal of Botany* 82(6): 830-849.

- DHITAL, N., RAULIER, F., ASSELIN, H., IMBEAU, L., VALERIA, O. & BERGERON, Y., 2013. Emulating boreal forest disturbance dynamics: can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat? *Forestry Chronicle* 89(1): 54-65.
- DUSSAULT, C., OUELLET, J.-P., COURTOIS, R., HUOT, J., BRETON, L. & JOLICOEUR, H., 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28(5): 619-628.
- DUSSAULT, C., PINARD, V., OUELLET, J.-P., COURTOIS, R., FORTIN, D., 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.
- ESSEEN, P.-A. & RENHORN, K.-E., 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12(6): 1307-1317.
- ESSEEN, P.-A., RENHORN, K.-E. & PETTERSSON, R.B., 1996. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological Applications* 6(1): 228-238.
- FESTA-BIANCHET, M., RAY, J.C., BOUTIN, S., CÔTÉ, S.D. & GUNN, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89(5): 419-434.
- FORTIN, D., HÉBERT, C., LÉGARÉ, J.-P., COURBIN, N., SWISTON, K., HODSON, J., LEBLANC, M.-L., DUSSAULT, C., POTHIER, D., RUEL, J.-C., COUTURIER, S., 2011. Partial harvesting in old-growth boreal forest and the preservation of animal diversity from ants to woodland caribou. In: WALLACE, E.B. (Ed.). *Woodlands: ecology, management and conservation*. Nova Science Publishers Inc., Hauppauge, pp.115-136.
- GAGNON, R.-M., 1970. *Climat des Chics-Chocs*. Ministère des Ressources Naturelles, Québec, 103 p.
- GAUDRY, W., 2013. Impacts des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. M. Sc. Thesis, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 95 p.
- GAUTHIER, S., VAILLANCOURT, M.-A., LEDUC, A., DE GRANPRÉ, L., KNEESHAW, D., MORIN, H., DRAPEAU, P. & BERGERON Y., 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, 568 p.

- GOVERNMENT OF CANADA, 2014. Species at risk act. URL: <http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/S-15.3/> [Accessed January 9, 2015].
- GOWARD, T., 1994. Notes on oldgrowth-dependent epiphytic macrolichens in inland British Columbia, Canada. *Acta Botanica Fennica* 150: 31-38.
- GRANDTNER, M.M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Presses de l'Université Laval, Québec, 216 p.
- GROOT, A., LUSSIER, J.-M., MITCHELL, A.K. & MACISAAC, D.A., 2005. A silvicultural systems perspective on changing forestry practices. *Forestry Chronicle* 81(1): 50-55.
- HAMILTON, D., 2011. Silviculture options for use in ranges designated for the conservation of mountain caribou in British Columbia. *BC Journal of Ecosystems and Management* 12(2): 39-54.
- HARVEY, B., LEDUC, A., GAUTHIER, S. & BERGERON, Y., 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155(1-3): 369-385.
- HIDDING, B., TREMBLAY, J.-P. & CÔTE, S.D., 2013. A large herbivore triggers alternative successional trajectories in the boreal forest. *Ecology* 94(12): 2852-2860.
- HINS, C., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 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(2): 636-643.
- HOLLAND, P.G. & STEYN, D.G., 1975. Vegetational responses to latitudinal variations in slope angle and aspect. *Journal of Biogeography* 2(3): 179-183.
- JOHANSSON, P., 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological conservation* 141(8): 1933-1944.
- KÖPPEN, W., 1918. Une nouvelle classification générale des climats. *Revue Générale des Sciences Pures et Appliquées* 30: 550-554.
- KUULUVAINEN, T., 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 97-125.

- LALONDE, M., 2015. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) – Automne 2014. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- LAMOUREUX, J., BÉLANGER, M. & LAROCQUE C., 2012. Inventaire aérien de l'orignal dans les Réserves fauniques de Matane et de Dunière, à l'hiver 2012. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, 40 p.
- LANDRES, P.B., MORGAN, P. & SWANSON, F.J., 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9(4): 1179-1188.
- MCINESS, P.F., NAIMAN, R.J., PASTOR, J. & COHEN, Y., 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* 73(6): 2059-2075.
- MCLAREN, B., HERMANUTZ, L., GOSSE, J., COLLET, B. & KASIMOS, C., 2009. Broadleaf competition interferes with balsam fir regeneration following experimental removing of moose. *Forest Ecology and Management* 257(5): 1395-1404.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2008. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience* 15(4): 485-497.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P., SIROIS, L. & FOURNIER N., 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology* 81(7): 1174-1184.
- MRN, 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie, 3^e édition. Ministère des Ressources Naturelles, Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et du Bas St-Laurent, Caplan, 85 p.
- NOSS, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 135-146.
- NUDDS, T.D., 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5(3): 113-117.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. &

- WAGNER, H., 2012. Vegan: community ecology package. R package version 2.0-4.
- OUELLET, J.-P., FERRON, J. & SIROIS, L., 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74(10): 1922-1933.
- PARKER, K.L., ROBBINS, C.T. & HANLEY, T.A., 1984. Expenditures for locomotion by mule deer and elk. *Journal of Wildlife Management* 48(2): 474-488.
- PAUSAS, J.G. & AUSTIN, M.P., 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetation Science* 12(2): 153-166.
- POTVIN, F., 1995. L'inventaire du brouit: revue des méthodes et description des deux techniques. Gouvernement du Québec, Ministère Environnement et Faune, Québec, 70 p.
- POTVIN, F., BRETON, L. & COURTOIS, R., 2005. Response of beaver, moose and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35(1): 151-160.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012. A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna.
- RICARD, J.-P. & MESSIER, C., 1996. Abundance, growth and allometry of red raspberry (*Rubus idaeus* L.) along a natural light gradient in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 81(1-3): 153-160.
- ROMINGER, E.M., ALLEN-JOHNSON, L. & OLDEMEYER, J.L., 1994. Arboreal lichen in uncut and partially cut subalpine fir stands in woodland caribou habitat, northern Idaho and southeastern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 70(1-3): 195-202.
- ROSENVALD, R. & LÖHMUS, A., 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255(1): 1-15.
- RUEL, J.-C., 1992. Impact de la compétition exercée par le framboisier (*Rubus idaeus* L.) et les feuillus de lumière sur la croissance du sapin (*Abies balsamea* (L.) Mill.) en régénération. *Canadian Journal of Forest Research* 22(9): 1408-1416.

- RUEL, J.-C., FORTIN, D. & POTHIER, D., 2013. Partial cutting in old-growth boreal stands: an integrated experiment. *Forestry Chronicle* 89(3): 360-369.
- SEIP, D.R., 1996. Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia. *Rangifer* 18(10): 203-211.
- SEYMOUR, R.S. & HUNTER, M.L.J., 1999. Principles of ecological forestry. In: HUNTER, M.L.J. (Ed.). *Managing biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 22-61.
- SILLETT, S.C., MCCUNE, B., PECK, J.E., RAMBO, T.R. & RUCHTY, A., 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications* 10(3): 789-799.
- STEVENSON, S.K., COXSON, D.S., 2003. Litterfall, growth, and turnover of arboreal lichens after partial cutting in an Engelmann spruce – subalpine fir forest in north-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 33(12): 2306-2320.
- ST-LAURENT, M.-H., OUELLET, J.-P., MOSNIER, A., BOISJOLY, D. & COURTOIS, R., 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? *Naturaliste Canadien* 133(3): 6-14.
- STONE, I., OUELLET, J.-P., ARSENEAU, M.-J. & ST-LAURENT, M.-H., 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2733-2742.
- TER BRAAK, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate gradient analysis. *Ecology* 67(5): 1167-1179.
- TER BRAAK, C.J.F. & VERDONSCHOT, P.F.M., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57(3): 255-289.
- TOWEILL, D.E. & ANTHONY, R.G., 1988. Coyote foods in a coniferous forest in Oregon. *Journal of Wildlife Management* 52(3): 507-512.
- VANDERWEL, M.C., MILLS, S.C. & MALCOLM, J.R., 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. *Forestry Chronicle* 85(1): 91-104.

VORS, L.S. & BOYCE, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15(11): 2626-2633.

WHITTINGTON, J., HEBBLEWHITE, M., DECESARE, N.J., NEUFELD, L., BRADLEY, M., WILMSHURST, J. & MUSIANI, M, 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48(6): 1535-1542.

Table 2.1 Acronyms and description of silvicultural treatments and number of sampled sites (replicates, *n*).

Treatment	<i>N</i>	Description
MF	15	<i>Mature Forest</i> : mature (≥ 90 years-old) coniferous forest or conifer-dominated mixed forest located within the Gaspésie National Park where logging is banned since 1977.
CT	62	<i>Commercial Thinning</i> : 30 – 33% of the merchantable volume harvested by selecting stems that showing signs of mortality at short or medium-term, mainly in uneven-aged coniferous stand and intolerant hardwood-dominated mixed stand. This treatment is generally followed by a final, complete harvest 15 to 35 years later.
SC	55	<i>Selection Cutting</i> : 25 – 35% of the merchantable volume harvested by selecting stems individually or by small groups, mainly in uneven-aged tolerant hardwood stand and tolerant hardwood-dominated mixed stand. A minimum time interval of 15 years is required between each harvest and there is no final harvest.
SWC	62	<i>Shelterwood Cutting</i> : Two types, both applicable in uneven-sized coniferous stand. The first type maintains a permanent canopy cover by harvesting 30 – 40% of the merchantable volume every 30 – 40 years while the second type harvest 40 – 50% of the merchantable volume and is followed by a final harvest 35 – 65 years later.
PC	6	<i>Partial Cutting</i> : Generic term for several treatments that harvest $\leq 40\%$ of the merchantable volume and which are not classified under a specific name in the ecoforest map.
HRSMS	30	<i>Harvesting with Retention of Small Merchantable Stems</i> : 70 – 95% (generally 90%) of the merchantable volume is harvested by selecting stems with a DBH < 12 cm, mainly in uneven-sized coniferous stand with a high density of saplings.

- HSTR 30 *Harvesting with Seed-Tree Retention:* 90% of the merchantable volume harvested, mainly in even-sized tolerant hardwood stand with a low growth rate. Few trees are maintained, individually or by small groups.
- CPRS 31 *Cutting with Protection of Regeneration and Soils:* 97 – 99% of the merchantable volume is harvested by selecting stems with a DBH < 10 cm, mainly in even-sized coniferous stand, and by using a way that protect both soil and natural regeneration.
-

Table 2.2 Eigenvalue (λ), correlation coefficient between silvicultural treatments and environmental variables, cumulative proportion of total and constrained variance explained, and statistics (F-ratio, p -value) of the seven pCCA axes. The column « Condition » shows the result obtained for covariates (See Table 2.3 for the complete list of environmental variables and covariates used in our model).

	CCA 1	CCA 2	CCA 3	CCA 4	CCA 5	CCA 6	CCA 7	Total	Constraint	Condition
λ	0.709	0.276	0.200	0.145	0.069	0.041	0.012	7.000	1.452	1.089
Correlation	0.869	0.566	0.468	0.416	0.283	0.264	0.113			
% total variance explained	10.13	14.08	16.93	19.01	19.99	20.58	20.74	100.00	20.74	15.56
% const. variance explained	48.85	67.89	81.64	91.63	96.38	99.20	100.00		100.00	
F-ratio	43.75	17.05	12.32	8.94	4.25	2.53	0.71		6.73	
p -value	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.015	0.620		0.005	

Table 2.3 Mean value (\pm standard deviation, SD) and range of values (minimum – maximum), eigenvalue (λ), proportion of total and constrained variance explained, and statistics (F-ratio, p -value) of each environmental variable and covariate included in the pCCA. Environmental variables are ranked according to their contribution to the total variance; from the highest to the lowest.

	Mean \pm SD	Range	λ	% total variance	% const. variance	F-ratio	p -value
Environmental variables							
Basal area of coniferous trees (m ² /ha)	17.0 \pm 15.9	0-70	0.422	6.03	29.08	25.47	0.01
Mean height of dominant trees (m)	11.0 \pm 6.3	0-24	0.150	2.14	10.32	9.04	0.01
Canopy cover (%)	44.5 \pm 30.1	0-100	0.142	2.03	9.81	8.59	0.01
Basal area of deciduous trees (m ² /ha)	1.8 \pm 4.5	0-43	0.111	1.59	7.67	6.71	0.01
Arboreal fruticose lichen biomass (kg/ha)	6.0 \pm 14.0	0-113	0.094	1.34	6.45	5.65	0.01
Lateral cover (%)	56.6 \pm 21.9	6-100	0.089	1.27	6.14	5.37	0.01
Density of coniferous saplings (stem/ha)	2622.7 \pm 4776.4	0-43 800	0.089	1.27	6.12	5.36	0.01
Basal area of snags (m ² /ha)	1.8 \pm 2.9	0-14	0.077	1.10	5.28	4.63	0.01
Harvested basal area (%)	45.2 \pm 34.6	0-100	0.076	1.09	5.26	4.61	0.01
Density of stems browsed by moose (stem/ha)	6535.4 \pm 8589.1	0-55 800	0.075	1.07	5.16	4.52	0.01
Density of deciduous saplings (stem/ha)	1641.2 \pm 4013.7	0-30 600	0.054	0.78	3.74	3.28	0.01
Cover of <i>Rubus</i> spp. and <i>Ribes</i> spp. (%)	10.4 \pm 15.5	0-87	0.048	0.69	3.33	2.91	0.01

Density of fruit-bearing shrubs (stem/ha)	3029.6 ± 5025.2	0-32 000	0.024	0.34	1.66	1.45	0.21
---	-----------------	----------	-------	------	------	------	------

Covariates

Elevation (m)	462.4 ± 183.9	110-885					
Longitude (°) ^a	6.9 ± 0.5	6.1-7.6					
Latitude (°) ^a	54.1 ± 0.2	53.6-54.5					
Slope inclination (°)	6.0 ± 4.6	0-32					
Slope aspect (N; S; E; W; NE; NW; SE; SW; flat) ^b							
Surficial deposits (glacial; alluvial; glacio-lacustrine; organic; weathered materials; colluvium) ^b							
Surficial deposits thickness (thick; medium; thin) ^b							
Drainage (good; moderate; adequate; bad; very bad) ^b							

^a We divided longitude and latitude by 100 000.

^b These covariates are nominal qualitative so it has no numeric values.

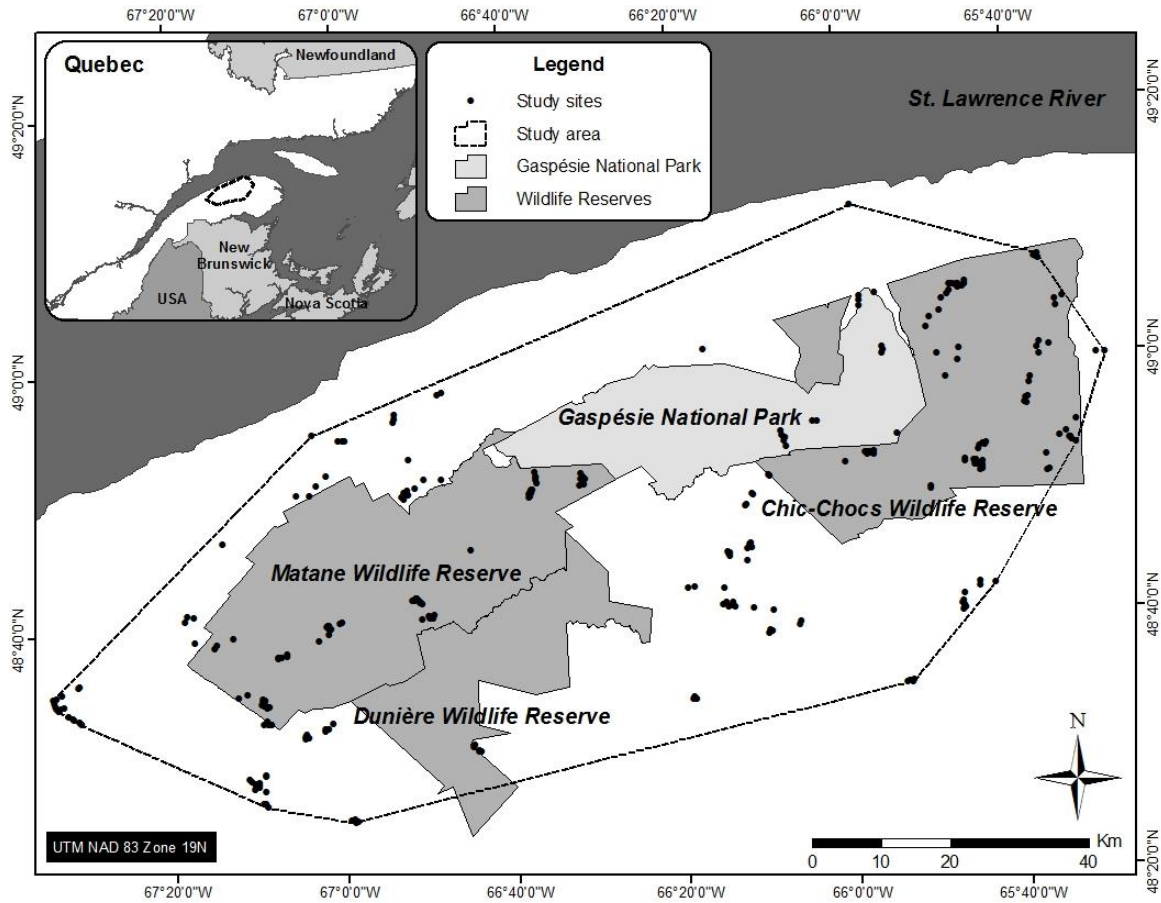


Figure 2.1 Location of the study area in the Gaspé Peninsula, southeast of the St. Lawrence River (left insert). The map shows the boundaries of the Gaspésie National Park and the surrounding Wildlife Reserves, the boundaries of the study area as defined by a minimum convex polygon which includes all study sites and the location of study sites.

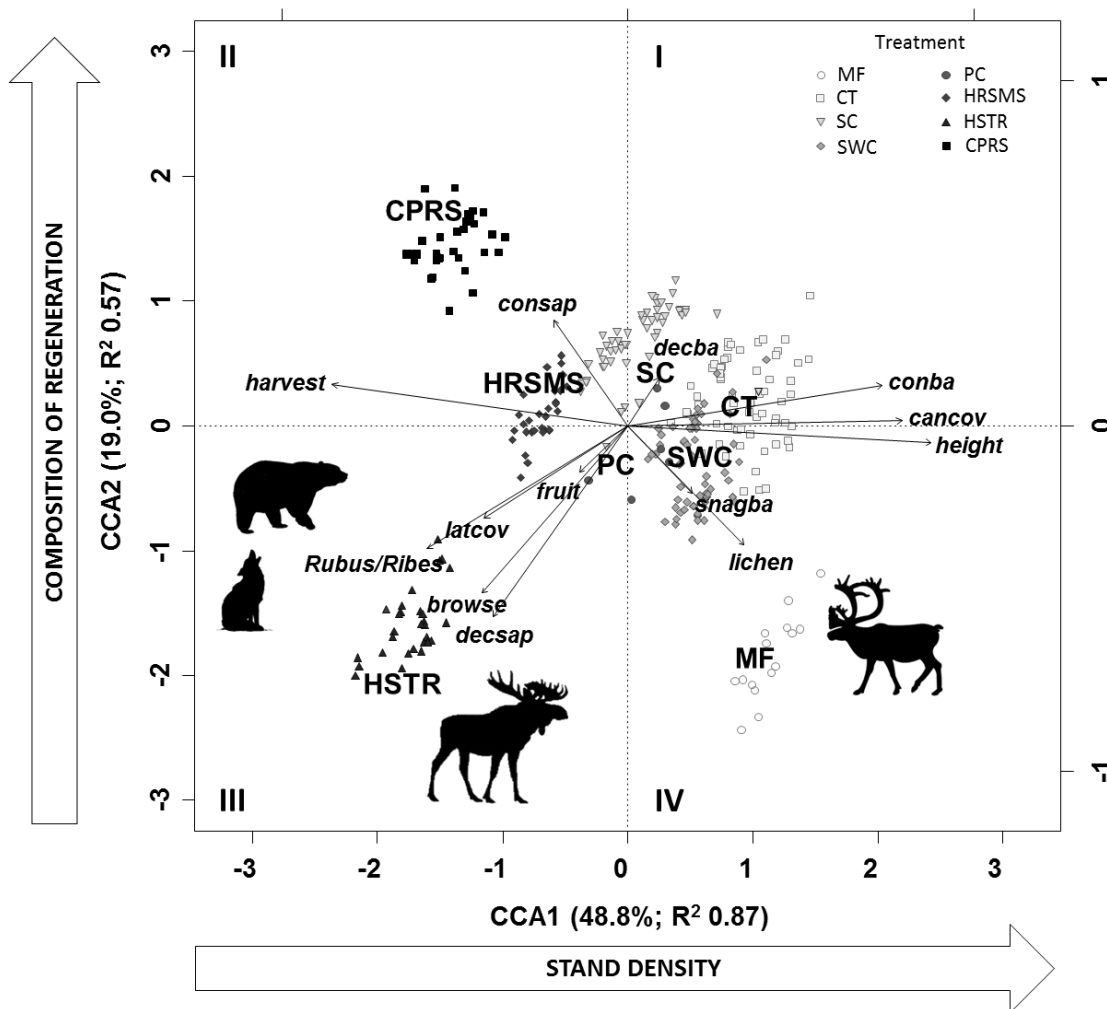
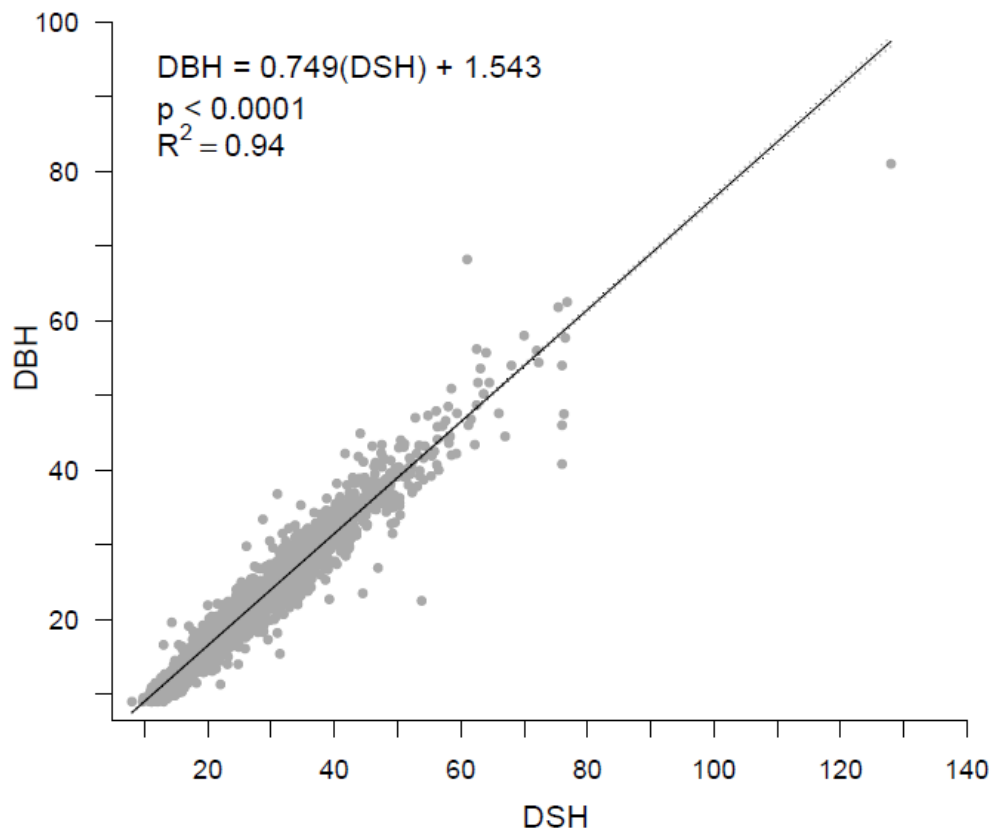


Figure 2.2 pCCA ordination biplot of silvicultural treatments (see Table 1 for complete name of each treatment) according to environmental variables (consap: density of coniferous saplings; harvest: % of harvested basal area; fruit: density of fruit-bearing shrubs, except *Rubus* spp. and *Ribes* spp.; latcov: lateral cover; *Rubus/Ribes*: cover of *Rubus* spp. and *Ribes* spp.; browse: density of stems browsed by moose; decsap: density of deciduous saplings; decba: basal area of deciduous trees; snagba: basal area of snags; lichen: arboreal fruticose lichen biomass; conba: basal area of coniferous trees; cancov: canopy cover; height: mean height of dominant trees). The first axis is interpreted as a gradient of stand density, from the lowest (left)

to the highest (right). The second axis is interpreted as a compositional gradient of the forest regeneration, from deciduous at the bottom to coniferous at the top. Quadrants are identified by Roman numerals in the upper or lower left corners. Animal icons were added to illustrate to which species treatments are more suitable.

APPENDIX A

We used a linear regression between diameter at breast height (DBH, measured at 130 cm above ground level) and diameter at stump height (DSH, measured at 15 cm above ground level) of all living trees in our sampling plots ($n = 3383$), regardless of the species, to estimate the DBH of harvested trees based on their DSH. The figure below showed the strong correlation between DBH and DSH ($R^2 = 0.94$; $t = 233.75$, p -value = < 0.0001). We then converted the estimated DBH into basal area of each individual harvested tree using the following equation: $\pi \times (\text{DBH}/2)^2$. Finally, we summed the basal area of each harvested tree per sampling plot to estimate the total harvested basal area in each plot. The confident interval (95%) is represented by dotted lines.



CONCLUSION GENERALE

Les populations de caribous et de rennes (*Rangifer tarandus*) sont en déclin à travers le monde, un déclin qui, pour les populations nord-américaines de caribous des bois (*R. t. caribou*), serait grandement attribuable à l'expansion des activités industrielles dans leur aire de répartition (Vors & Boyce 2009; Festa-Bianchet *et al.* 2011). Le caribou de la Gaspésie-Atlantique (ci-après caribou) n'échappe pas à cette tendance. Cette population est confrontée depuis quelques décennies à un déclin marqué, qui a mené à l'attribution du statut d'espèce en voie de disparition au Canada en 2000 (Gouvernement du Canada 2014) et à celui d'espèce menacée au Québec en 2009 (Gouvernement du Québec 2015b). La cause ultime de ce déclin serait l'altération ainsi que la perte directe ou fonctionnelle des habitats préférentiels du caribou causées par les activités anthropiques, dont l'exploitation forestière (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003; St-Laurent *et al.* 2009). Ces activités ont généré une proportion importante de peuplements forestiers de jeune stade de succession, reconnus pour être sélectionnés par ses principaux prédateurs, soit l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*) (Mosnier *et al.* 2008a; Boisjoly *et al.* 2010). En effet, ces prédateurs omnivores ont su tirer profit de la surreprésentation des peuplements en régénération, puisqu'ils supportent des densités importantes d'arbustes fruitiers et de proies alternatives, notamment l'orignal (*Alces americanus*) (St-Laurent *et al.* 2009). Par un phénomène nommé compétition apparente (Holt 1977, 1984), ces fortes densités de proies alternatives ont permis de soutenir d'importantes densités de prédateurs, en particulier le coyote puisque l'ours est surtout un prédateur opportuniste (Mosnier *et al.* 2008a ; Bastille-Rousseau *et al.* 2011), ce qui a indirectement augmenté la pression de prédation sur les faons de caribou (Lesmerises 2012). Ce lien causal entre les perturbations anthropiques et le taux de survie des faons a d'ailleurs récemment été mis en évidence pour

l'ensemble des populations boréales de caribous des bois au Canada (Environnement Canada 2008, 2011).

Le principal objectif de ce projet était de documenter les impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat du caribou en Gaspésie. Dans le premier chapitre, nous voulions quantifier le niveau de perturbation anthropique à grande échelle, c.-à-d. dans l'aire de répartition et l'habitat essentiel de cette population. Rappelons que l'habitat essentiel correspond à l'habitat jugé nécessaire pour assurer la survie et le rétablissement de la population (Environnement Canada 2008, 2011). Cette zone, légalement protégée, comprend le Parc national de la Gaspésie et ~230 km² en périphérie; dans la section située en-dehors du parc, les activités anthropiques sont soumises à diverses restrictions. Afin de calculer le taux cumulé de perturbation, nous avons utilisé un modèle développé par Environnement Canada (2008, 2011), qui relie la qualité de l'habitat et la démographie des populations boréales de caribous des bois. À partir de ce modèle, il était donc possible d'interpréter la probabilité d'autosuffisance de la population, c.-à-d. sa capacité à maintenir un effectif suffisant et un taux de croissance stable ou à la hausse (Primack 2008). Nous avons prédit que le taux de perturbation serait plus élevé dans l'aire de répartition du caribou que dans son habitat essentiel, puisque l'habitat essentiel est en grande partie incorporé au parc de conservation. Cependant, nous avons aussi prédit que le taux de perturbation dans l'habitat essentiel serait supérieur au seuil de 35 – 45% proposé par Environnement Canada, au-delà duquel la probabilité d'autosuffisance de la population est compromise. Nos résultats du premier chapitre indiquent que le taux de perturbation dans l'aire de répartition du caribou atteint 75% contre 61% dans son habitat essentiel. Dans les deux cas, ces taux dépassaient le seuil de 35 – 45%, notamment en raison de la forte densité de structures linéaires (p. ex. routes, chemins forestiers et sentiers récréotouristiques).

Dans le second chapitre, nous souhaitons comparer les impacts de traitements sylvicoles de différente sévérité à une échelle plus fine, c.-à-d. sur les attributs d'habitat utilisés par le caribou, ses principaux prédateurs et l'orignal, une proie qui entre en compétition apparente avec le caribou dans notre aire d'étude (Mosnier *et al.* 2003; St-

Laurent *et al.* 2009). Nos hypothèses étaient que les forêts résineuses matures offriraient de meilleures caractéristiques d'habitat pour le caribou, bien que les traitements sylvicoles de faible sévérité puissent maintenir certaines caractéristiques d'habitat qui lui soient favorables, contrairement aux traitements plus sévères qui avantageraient principalement les prédateurs. Les résultats du second chapitre ont également confirmé nos hypothèses. En effet, les forêts résineuses matures contribuaient à maintenir des habitats de la meilleure qualité pour le caribou, bien que les peuplements issus de traitements sylvicoles de faible sévérité puissent maintenir des caractéristiques qui s'y apparentaient et qui sont importantes pour le caribou. Ces caractéristiques concernaient entre autres une biomasse relativement importante de lichen arboricole, un couvert forestier assurant une protection contre les mauvaises conditions climatiques et l'accumulation excessive de neige, ainsi qu'une faible obstruction latérale favorisant la vision et potentiellement la détection rapide des prédateurs. Nous avons utilisé comme sites témoins les forêts résineuses matures en regard du comportement de sélection d'habitat du caribou de la Gaspésie ; en effet, des suivis télémétriques passés ont démontré qu'il s'agissait de l'habitat le plus utilisée après la toundra alpine (Ouellet *et al.* 1996; Mosnier *et al.* 2003). De plus, nous avons supposé que les conditions pré-industrielles retrouvées dans ces forêts relativement riches, en l'absence des nombreux prédateurs actuellement présents dans la péninsule gaspésienne, étaient de haute qualité pour le caribou. Toujours en accord avec nos hypothèses, les traitements plus sévères ont généré des habitats de bonne qualité pour l'ours noir et le coyote, puisque ces parterres de coupe supportaient une forte abondance d'arbustes fruitiers, surtout *Rubus* spp. et *Ribes* spp., et de brout utilisé par l'orignal.

Ce projet s'inscrit dans la continuité des études visant l'acquisition de connaissances sur le caribou des bois, afin de mieux comprendre le déclin généralisé de cette espèce et de documenter les liens de causes à effets entre l'altération de ses habitats préférentiels et l'accroissement de la pression de prédation. Des études ont déjà documenté les impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat du caribou des bois, mais en se concentrant généralement sur des aspects spécifiques, en particulier la disponibilité du lichen arboricole (p.ex. Coxson *et al.* 2003; Stone *et al.* 2008). De plus, bien que des études

proposent depuis quelques années déjà l'utilisation de pratiques d'aménagement forestier écosystémique comme stratégie de conservation pour le caribou des bois (p.ex. Seip 1996; Courtois *et al.* 2004; Dhital *et al.* 2013), la plupart étaient réalisées avec d'autres écotypes de caribou, sous des dynamiques forestières différentes. En outre, aucune d'entre elles n'a concrètement comparé les impacts de traitements sylvicoles représentatifs de la dynamique forestière locale à ceux de traitements qui en divergent considérablement, le long d'un gradient de sévérité aussi détaillé. Finalement, aucune étude n'a – à notre connaissance – intégré les impacts de l'aménagement forestier sur les attributs d'habitat importants tant pour le caribou que pour l'orignal et leurs principaux prédateurs. Une telle approche est pourtant pertinente, considérant que la compétition apparente est impliquée dans le déclin de plusieurs populations de caribous des bois (p.ex. Cumming *et al.* 1996; Wittmer *et al.* 2005).

Les recommandations scientifiquement appuyées découlant de cette étude permettront d'orienter les prochains plans d'aménagement forestier dans l'aire de répartition du caribou. Nos résultats suggèrent d'aménager la forêt afin d'éviter de réduire de façon trop importante la biomasse de lichen arboricole disponible pour le caribou, un facteur qui pourrait éventuellement devenir limitant pour cette population. Effectivement, peu importe la sévérité du traitement sylvicole, la biomasse de lichen arboricole dans les parterres de coupe était toujours moindre que dans les forêts résineuses matures, un résultat appuyé par des travaux précédemment menés par Stone *et al.* (2008), dans la même aire d'étude. Ainsi, il serait préférable de conserver de gros et vieux arbres dans les parterres de coupe, et idéalement de prioriser de longues rotations forestières puisque dans notre aire d'étude, les biomasses les plus importantes de lichen arboricole sont atteintes dans les forêts âgées de ≥ 90 ans (Stone *et al.* 2008). Nos résultats soutiennent cependant la pertinence d'appliquer des traitements peu sévères (p. ex. la coupe partielle ou la coupe progressive d'ensemencement) comme stratégies de conservation pour le caribou, puisque plusieurs autres caractéristiques d'habitat conservées dans les peuplements résiduels sont similaires à celles retrouvées dans les forêts résineuses matures. De plus, bon nombre des caractéristiques retrouvées dans les peuplements issus de coupe moins sévères ne sont pas

favorables aux prédateurs du caribou, qui évitent les peuplements matures (Mosnier *et al.* 2008a; Boisjoly *et al.* 2010). Si des traitements plus sévères (p.ex. la coupe avec protection de la régénération et des sols ou la coupe avec réserve de semenciers) doivent être appliqués, ceux-ci devraient idéalement être concentrés dans une seule zone, prioritairement loin des habitats les plus utilisés par le caribou. Ceci permettrait de réduire les risques de rencontre entre le caribou et ses prédateurs, une situation favorisée par des coupes sévères réparties sur l'ensemble du territoire, ce qui en faciliterait l'accès tant pour l'ours noir que le coyote. De plus, le fait de concentrer les coupes sévères réduirait la densité de bordure, qui est reconnue pour être l'une des caractéristiques d'habitat les plus importantes pour l'orignal (c.-à-d. l'entremêlement des peuplements au couvert dense avec des peuplements riches en nourriture; Courtois & Beaumont 2002; Dussault *et al.* 2005).

À la lumière de nos recommandations, certaines avenues de recherche semblent particulièrement prometteuses. En ce qui concerne le premier chapitre, il serait pertinent d'identifier un taux de perturbation spécifique à la population gaspésienne de caribous, tout comme il faudrait développer un modèle qui incorpore des variables d'habitat qui ont un réel impact sur l'utilisation du territoire par cette population, et qui sont communes dans ce territoire. Par exemple, les brûlis, incorporés au modèle d'Environnement Canada, pourraient fort probablement être retirés d'un modèle s'appliquant uniquement au caribou de la Gaspésie-Atlantique. Pour ce qui est du second chapitre, il importerait d'acquérir davantage de connaissances relatives à l'impact du broutement sélectif de l'orignal sur la végétation forestière dans notre aire d'étude. Un suivi télémétrique de l'orignal permettrait aussi de vérifier le taux d'utilisation des forêts matures et des peuplements issus de traitements sylvicoles moins sévères dans l'aire d'étude. S'il s'avère que ces peuplements sont évités ou peu utilisés par l'orignal, ceci viendrait appuyer la conclusion que les forêts résineuses matures représentent un refuge pour le caribou, ainsi que les traitements sylvicoles dont les caractéristiques se rapprochent de ces forêts. Toujours en lien avec le second chapitre, il serait aussi important d'estimer la capacité de support *fonctionnellement accessible* pour le caribou dans l'aire d'étude, notamment en ce qui concerne la disponibilité du lichen arboricole mais également des autres ressources végétales. Bien que

des travaux passés estiment que cette ressource permettrait de supporter ~400 individus (Ouellet *et al.* 1996), on envisage aujourd'hui la possibilité que ce résultat soit surestimé. En effet, les travaux de Gaudry (2013) ont démontré que plusieurs portions de l'aire d'étude étaient fonctionnellement indisponibles pour le caribou, signifiant donc que la nourriture réellement accessible est probablement moins abondante que ce qu'il avait été suggéré à l'époque.

Bien que nos résultats aient démontré que les traitements les moins sévères sont adéquats pour le caribou à l'échelle du peuplement forestier, l'application d'un régime forestier extensif demeure questionnable. En effet, la création de structures linéaires supplémentaires, accompagnées de leur zone d'influence de 500 m, entraînerait davantage de perte directe et fonctionnelle des habitats préférentiels du caribou (Dyer *et al.* 2001; Leblond *et al.* 2011; Polfus *et al.* 2011). Il en résulterait aussi un accroissement de la pression de prédation sur cette population, puisque les structures linéaires facilitent les déplacements de ses prédateurs (Gaudry 2013). Ces résultats soulignent donc l'importance d'évaluer les stratégies de conservation à plus d'une échelle spatiale avant de statuer sur leur efficacité. Considérant le niveau de perturbation déjà très élevé dans l'aire de répartition du caribou, il serait donc préférable, dans la mesure du possible, d'éviter de créer des structures linéaires supplémentaires dans son habitat essentiel, comme il importerait aussi de restaurer celles qui sont désuètes. La demande pour restaurer les habitats perdus ou dégradés en dehors des parcs de conservation est grandissante et représente maintenant un défi commun pour les gestionnaires (Primack 2008). De tels projets ont permis de restaurer avec succès des écosystèmes sévèrement endommagés par l'humain (p. ex. des milieux humides drainés, d'anciens sites miniers et des prairies de pâturage intensif; Primack 2008). Un autre exemple illustrant le succès d'un tel projet concerne la relocalisation et la suppression de sites récréotouristiques (c.-à-d. sentiers de ski et chalets), une stratégie qui s'est avérée efficace pour restaurer l'habitat hivernal du renne en Norvège (Nellemann *et al.* 2010). Nous sommes donc convaincus que la restauration de l'habitat du caribou est nécessaire afin de favoriser l'autosuffisance de cette population. Si la restauration de l'habitat du caribou n'est pas une stratégie envisagée dans les plus brefs

délais, il est raisonnable de croire que nous verrons cette population disparaître d'ici les 25 prochaines années, comme l'a prédit l'analyse de viabilité réalisée par Lesmerises (2012) dans son scénario le plus pessimiste en phase avec le statu quo.

Si l'on veut éviter que le Parc national de la Gaspésie ne devienne un piège écologique où le caribou est voué à disparaître à plus ou moins brève échéance (Schplaefer *et al.* 2002; Battin 2004), les efforts devront être consentis à éviter de créer des conditions d'habitats propices à l'original et aux prédateurs du caribou à l'intérieur du parc, mais également en périphérie de celui-ci. Ainsi, il serait pertinent d'étendre davantage la zone dans laquelle les perturbations anthropiques devraient être grandement limitées. Une telle approche a récemment été amorcée avec la publication du plan d'aménagement de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie (MRN 2013); reste maintenant à voir à quel point les changements proposés permettront de réduire le taux de perturbation dans l'aire de fréquentation du caribou et contribueront à son rétablissement.

Pour conclure, la situation de cette petite population de caribous isolée dans un îlot d'habitat convenable entouré d'habitats considérablement dégradés est typique de la situation de plusieurs autres populations de caribous des bois (p.ex. Edmonds 1988; Rettie & Messier 1998; Vors *et al.* 2007; Courbin *et al.* 2009; Hins *et al.* 2009; Faille *et al.* 2010). La situation du caribou en Gaspésie s'apparente aux cas de nombreuses autres espèces menacées qui sont confrontées à l'expansion des activités anthropiques dans leur aire de répartition (p.ex. l'ours brun, *Ursus arctos* (Naves *et al.* 2003), le tétras des armoises, *Centrocercus urophasianus* (Aldridge & Boyce 2007) et la chouette effraie, *Tyto alba* (Klein *et al.* 2007)). Dans le cas du caribou de la Gaspésie-Atlantique, nous avons été en mesure d'émettre des recommandations qui, enchâssées dans un ensemble de recommandations issues des efforts concertés de gestionnaires et de chercheurs, devraient substantiellement contribuer à sa conservation. Ces recommandations pourraient également bénéficier à plusieurs autres espèces dont les besoins en habitat sont similaires. En effet, le caribou pouvant être considéré comme une espèce parapluie (Courtois *et al.* 2001; Beazley & Cardinal 2004), sa conservation devrait demeurer une priorité puisqu'elle pourrait

contribuer à la conservation d'un bon nombre d'espèces fongiques, végétales et animales inféodées elles aussi aux vieilles forêts.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALDRIDGE, C.L. & BOYCE, M.S., 2007. Linking occurrence and fitness to persistence: habitat-based approach for endangered greater sage-grouse. *Ecological Applications* 17(2): 508-526.
- ANGELSTAM, P., 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9(4): 593-602.
- ANGELSTAM, P. & KUULUVAINEN, T., 2004. Boreal forest disturbance regimes successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117-136.
- ATTIWILL, P.M., 1994. The disturbance dynamics of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63(1-2): 247-300.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., FORTIN, D., DUSSAULT, C., COURTOIS, R. & OUELLET, J.-P., 2011. Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? *Ecography* 34(4): 588-596.
- BATTIN, J., 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18(6): 1482-1491.
- BEAZLEY, K. & CARDINAL, N., 2004. A systematic approach for selecting focal species for conservation in the forests of Nova Scotia and Maine. *Environmental Conservation* 31(2): 91-101.
- BÉLANGER, L., 2001. La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est. *Naturaliste Canadien* 125(3): 18-25.
- BELLE-ISLE, J., & KNEESHAW, D., 2007. A stand and landscape comparison of the effects of a spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) outbreak to the combined effects of harvesting and thinning on forest structure. *Forest Ecology and Management* 246(2-3): 163-174.

- BERGERON, Y., DRAPEAU, P., GAUTHIER, S. & LECOMTE, N., 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *Forestry Chronicle* 83(3): 326-337.
- BERGERON, Y. & HARVEY, B., 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92(1-3): 235-242.
- BERGERON, Y., HARVEY, B., LEDUC, A. & GAUTHIER, S., 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *Forestry Chronicle* 75(1): 55-61.
- BERGERON, Y., LEDUC, A., HARVEY, B.D. & GAUTHIER, S., 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(1): 81-95.
- BERGERUD, A.T. & MERCER, W. E., 1989. Caribou introductions in eastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 17(2): 111-120.
- BOILEAU, F., CRÊTE, M. & HUOT, J., 1994. Food habits of the black bear, *Ursus americanus*, and habitat use in Gaspésie Park, eastern Québec. *Canadian-Field Naturalist* 108(2): 162-169.
- BOISJOLY, D., OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *Journal of Wildlife Management* 74(1): 3-11.
- BOUCHER, D., DE GRANPRÉ, L. & GAUTHIER, S., 2003. Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec. *Forestry Chronicle* 79(2): 318-328.
- BOUCHER, Y., ARSENEAULT, D., SIROIS, L. & BLAIS, L., 2009. Logging pattern and landscape change over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24(2): 171-184.
- BROKAW, N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66(3): 682-687.
- CERTINI, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143(1): 1-10.

- COMITÉ DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE, 2004. Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012) (*Rangifer tarandus caribou*) – Mise à jour. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec, 51 p.
- COSEWIC, 2011. Designatable Units for caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 88 p.
- COURBIN, N., FORTIN, D., DUSSAULT, C. & COURTOIS, R., 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* 24(10): 1375-1388.
- COURTOIS, R., 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse Ph.D., Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 368 p.
- COURTOIS, R. & BEAUMONT, A., 2002. A preliminary assessment on the influence of habitat composition and structure on moose density in clear-cuts of north-western Québec. *Alces* 38: 167-176.
- COURTOIS, R., BERNATCHEZ, L., OUELLET, J.-P. & BRETON, L., 2003. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics* 4(3): 393-404.
- COURTOIS, R., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & GINGRAS, A., 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *Forestry Chronicle* 80(5): 598-607.
- COURTOIS, R., OUELLET, J.-P., GINGRAS, A., DUSSAULT, C. & BANVILLE, D., 2001. La situation du caribou forestier au Québec. *Naturaliste Canadien* 125(3): 53-63.
- COXSON, D., STEVENSON, S. & CAMPBELL, J., 2003. Short-term impacts of partial cutting on lichen retention and canopy microclimate in an Engelmann spruce-subalpine fir forest in north-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 33(5): 830-841.
- CRÊTE, M. & DESROSIERS, A., 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Quebec. *Canadian-Field Naturalist* 109(2): 227-235.

- CUMMING, H.G., BEANGE, D.B. & LAVOIE, G., 1996. Habitat partitioning between woodland caribou and moose in Ontario: the potential role of shared predation risk. *Rangifer* 16(9): 81-94.
- DE GRANPRÉ, L., MORISSETTE, J. & GAUTHIER, S., 2000. Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11(6): 791-800.
- DENSLOW, J.S., 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 431-451.
- DESROSIERS M., VARADY-SZABO, H. & MALENFANT, A., 2012. Caractérisation de la structure d'âge des forêts actuelles (2008) et détermination des écarts avec la forêt préindustrielle de la Gaspésie – analyse par région écologique et par unité homogène de végétation. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, Gaspé, 38 p.
- DHITAL, N., RAULIER, F., ASSELIN, H., IMBEAU, L., VALERIA, O. & BERGERON, Y., 2013. Emulating boreal forest disturbance dynamics: can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat? *Forestry Chronicle* 89(1): 54-65.
- DUCHESNE, M., CÔTÉ, S.D. & BARRETTE, C., 2000. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation* 96(3): 311-317.
- DUPUIS, S., ARSENEAULT, D. & SIROIS, L., 2011. Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation science* 22(3): 564-575.
- DUSSAULT, C., OUELLET, J.-P., COURTOIS, R., HUOT, J., BRETON, L. & JOLICOEUR, H., 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28(5): 619-628.
- DUSSAULT, C., PINARD, V., OUELLET, J.-P., COURTOIS, R., & FORTIN, D., 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? *Proceedings of the Royal Society B* 279(1746): 4481-4488.
- DYER, S.J., O'NEILL, J.P., WASEL, S.M. & BOUTIN, S., 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65(3): 531-542.

- DYER, S.J., O'NEILL, J.P., WASEL, S.M. & BOUTIN, S., 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 80(5): 839-845.
- EDMONDS, E.J., 1988. Population status, distribution and movements of woodland caribou in west central Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 66(4): 817-826.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2008. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Environnement Canada, Ottawa, 80 p.
- 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. Environnement Canada, Ottawa, 116 p.
- ETHERIDGE, D.A., MACLEAN, D.A., WAGNER, R.G. & WILSON, J.S., 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35(8): 1965-1977.
- FAILLE, G., DUSSAULT, C., OUELLET, J.-P., FORTIN, D., COURTOIS, R., ST-LAURENT, M.-H. & DUSSAULT, C., 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* 143(11): 2840-2850.
- FENTON, N.J., SIMARD, M. & BERGERON, Y., 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(5): 258-267.
- FESTA-BIANCHET, M., RAY, J.C., BOUTIN, S., CÔTÉ, S.D. & GUNN, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89(5): 419-434.
- FOSTER, D.R., 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Canadian Journal of Botany* 61(9): 2459-2471.
- FRANKLIN, J.F., 1993. The fundamentals of ecosystem management with applications in the Pacific northwest. Dans: APLET, G.H., OLSON, J.T., JOHNSON, N. & SAMPLE, V.A. (édit.). *Defining sustainable forestry*. Island Press, Washington, pp. 127-144.

- FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., VAN PELT, R., CAREY, A.B., THORNBURGH, D.A., BERG, D.R., LINDENMAYER, D.B., HARMON, M.E., KEETON, W.S., SHAW, D.C., BIBLE, K. & CHEN, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155(1-3): 399-423.
- FRELICH, L.E., 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests*. Cambridge University Press, New York, 280 p.
- GAUDRY, W., 2013. Impacts des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire M. Sc., Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 95 p.
- GAUTHIER, S., VAILLANCOURT, M.-A., LEDUC, A., DE GRANPRE, L., KNEESHAW, D., MORIN, H., DRAPEAU, P. & BERGERON Y., 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, 568 p.
- GEORGE, S., 1976. A range extension of coyote in Québec. *Canadian Field-Naturalist* 90: 78-79.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, 2014. Loi sur les espèces en péril. URL: <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/S-15.3/page-1.html> [Consultée le 9 janvier 2015].
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2015a. Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier. URL: http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A_18_1/A18_1.html [Consultée le 9 février 2015].
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2015b. Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats. URL: http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/E_12_01/E12_01R2.HTM [Consultée le 20 février 2015].
- GRUMBINE, R.E., 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8(1): 27-38.
- HARVEY, B., LEDUC, A., GAUTHIER, S. & BERGERON, Y., 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155(1-3): 369-385.

- HINS, C., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 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(2): 636-643.
- HOLT, R.D., 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12(2): 197-229.
- HOLT, R.D., 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *American Naturalist* 124(3): 377-406.
- HUNTER, M.L., 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biological Conservation* 65(2): 115-120.
- JAMES, A.R.C., BOUTIN, S., HEBERT, D.M. & RIPPIN, A.B., 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* 68(4): 799-809.
- JAMES, A.R.C. & STUART-SMITH, A.K., 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* 64(1): 154-159.
- JOHNSON, C.J. & ST-LAURENT, M.-H., 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife. Dans: NAUGLE, D.E. (édit.). *Energy development and wildlife conservation in western North America*. Island Press, Washington, pp. 23-54.
- KESSLER, W.B., SALWASSER, H., CARTWRIGHT, C.W. & CAPLAN, J.A., 1992. New perspectives for sustainable natural resources management. *Ecological Applications* 2(3): 221-225.
- KLEIN, Á., NAGY, T., CSÖRGŐ, T. & MÁTICS, R., 2007. Exterior nest-boxes may negatively affect barn owl *Tyto alba* survival: an ecological trap. *Bird Conservation International* 17(3): 273-281.
- KNEESHAW, D. & BERGERON, Y., 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology* 79(3): 783-794.
- KOUKI, J., LÖFMAN, S., MARTIKAINEN, P., ROUVINEN, S. & UOTILA, A., 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(003): 27-37.

- KUULUVAINEN, T., 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 35-51.
- LALONDE, M., 2015. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) – Automne 2014. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur de la faune et des parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- LAMOUREUX, J., BÉLANGER, M. & LAROCQUE C., 2012. Inventaire aérien de l'orignal dans les Réserves fauniques de Matane et de Dunière, à l'hiver 2012. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, Rimouski, 40 p.
- LANDRES, P.B., MORGAN, P. & SWANSON, F.J., 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9(4): 1179-1188.
- LARIVIÈRE, S. & CRÊTE, M., 1992. Causes et conséquences de la colonisation du Québec par le coyote (*Canis latrans*). Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 47 p.
- LAUZON, È., KNEESHAW, D. & BERGERON, Y., 2007. Reconstruction of fire history (1680-2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Forest Ecology and Management* 244(1-3): 41-49.
- LEBLOND, M., DUSSAULT, C. & OUELLET, J.-P., 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology* 289(1): 32-40.
- LEBLOND, M., FRAIR, J., FORTIN, D., DUSSAULT, C., OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 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(10): 1433-1446.
- LESMERISES, F., 2012. Analyses de viabilité de la population de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, 28 p.
- MCRAE, D.J., DUCHESNE, L.C., FREEDMAN, B., LYNHAM, T.J. & WOODLEY, S., 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9(4): 223-260.

- MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MFFP), 2015. L'aménagement écosystémique: au cœur de la gestion des forêts. URL: <http://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp#ecosystemique> [Consultée le 7 février 2015].
- MLCP, 1987. Parc de la Gaspésie: plan directeur. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction de l'aménagement, Service des plans directeurs, Québec, 173 p.
- MOISAN, G., 1956. Le caribou de Gaspé I. Histoire et distribution. *Naturaliste Canadien* 83: 225-234.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P., SIROIS, L. & FOURNIER N., 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology* 81(7): 1174-1184.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2008a. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience* 15(4): 485-497.
- MOSNIER, A., BOISJOLY, D., COURTOIS, R. & OUELLET, J.-P., 2008b. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *Journal of Wildlife Management* 72(2): 483-491.
- MRN, 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie, 3^e édition. Ministère des Ressources Naturelles, Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et du Bas St-Laurent, Caplan, 85 p.
- MURPHY, S.M. & CURATOLO, J.A., 1987. Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in northern Alaska. *Canadian Journal of Zoology* 65(10): 2483-2490.
- NAVES, J., WIEGAND, T., REVILLA, E. & DELIBES, M., 2003. Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in northern Spain. *Conservation Biology* 17(5): 1276-1289.
- NELLEMANN, C., VISTNES, I., JORDHØY, P. & STRAND, O., 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101(3): 351-360.
- NELLEMANN, C., VISTNES, I., JORDHØY, P., STØEN, O.G., KALTENBORN, B.P., HANSSSEN, F. & HELGESEN, R., 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18(6): 873-881.

- ÖSTLUND, L., ZACKRISSON, O. & AXELSSON, A.-L., 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198-1206.
- OUELLET, J.-P., FERRON, J. & SIROIS, L., 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74(10): 1922-1933.
- PASTOR, J., MLADENOFF, D.J., HAILA, Y., BRYANT, J. & PAYETTE, S., 1996. Biodiversity and ecosystems processes in boreal regions. Dans: MOONEY, H.A., CUSHMAN, J.H., MEDINA, E., SALA, O.E. & SCHULZE, E.D. (edit.). *Functional roles of biodiversity: a global perspective*. Wiley, London, pp. 33-69.
- PELLETIER, J., 2015. Résultats des opérations de régulation des prédateurs du caribou de la Gaspésie 2014. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 33 p.
- PETRAITIS, P.S., LATHAM, R.E. & NIESENBAUM, R.A., 1989. The maintenance of species diversity by disturbance. *Quarterly Review of Biology* 64(4): 393-418.
- PHAM, A.T., DE GRANPRÉ, L., GAUTHIER, S. & BERGERON, Y., 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2): 353-364.
- POLFUS, J.L., HEBBLEWHITE, M. & HEINEMEYER, K., 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation* 144(11): 2637-2646.
- PRIMACK, R.B., 2008. *A primer of conservation biology – Fourth edition*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, 349 p.
- REIMERS, E., EFTESTØL, S. & COLMAN, J.E., 2003. Behavior response of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management* 67(4): 747-754.
- RENAUD, L.-A., 2012. Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier. Mémoire M. Sc., Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 97 p.
- RETTIE, W.J. & MESSIER, F., 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 76(2): 251-259.

- RICHER, M.-C., CRÊTE, M., OUELLET, J.-P., RIVEST, L.-P. & HUOT, J., 2002. The low performance of forest versus rural coyotes in northeastern North America: inequality between presence and availability of prey. *Écoscience* 9(1): 44-54.
- ROSENVALD, R. & LÖHMUS, A., 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255(1): 1-15.
- SCHAEFER, J.A., 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the Taiga. *Conservation Biology* 17(5): 1435-1439.
- SCHLAEPFER, M.A., RUNGE, M.C. & SHERMAN, P.W., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution* 17(10): 474-480.
- 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(8): 1494-1503.
- SEIP, D.R., 1996. Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia. *Rangifer* 18(10): 203-211.
- SEIP, D.R., 1998. Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia. *Rangifer* 18(10): 203-211.
- SEYMOUR, R.S. & HUNTER, M.L.J., 1999. Principles of ecological forestry. Dans: HUNTER, M.L.J. (édit.). *Managing biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 22-61.
- ST-LAURENT, M.-H., OUELLET, J.-P., MOSNIER, A., BOISJOLY, D. & COURTOIS, R., 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? *Naturaliste Canadien* 133(3): 6-14.
- ST-LAURENT, M.-H., RENAUD, L.-A., LEBLOND, M. & BEAUCHESNE, D., 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Naturaliste Canadien* 136(2): 42-47.
- STONE, I., OUELLET, J.-P., ARSENEAU, M.-J. & ST-LAURENT, M.-H., 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2733-2742.

- ULANOVA, N.G., 2000. The effect of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135(1-3): 155-167.
- VARADY-SZABO, H. & CÔTÉ, M., 2010. Mesure des écarts de composition forestière entre la forêt préindustrielle (de 1836 à 1940) et la forêt aménagée (de 1995 et 2003) en Gaspésie. *Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles*, Gaspé, 39 p.
- VORS, L.S., SCHAEFER, J.A., POND, B.A., RODGERS, A.R. & PATTERSON, B.R., 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 71(4): 1249-1256.
- VORS, L.S. & BOYCE, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15(11): 2626-2633.
- WALDRON, K., RUEL, J.-C., GAUTHIER, S. & GOULET, P., 2014. Comparisons of spatial patterns between windthrow and logging at two spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research* 44(7): 740-749.
- WHITTINGTON, J., HEBBLEWHITE, M., DECESARE, N.J., NEUFELD, L., BRADLEY, M., WILMSHURST, J. & MUSIANI, M., 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48(6): 1535-1542.
- WITTMER, H.U., SINCLAIR, A.R.E. & MCLELLAN, B.N., 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144(2): 257-267.
- YANNIC, G., PELLISSIER, L., LE CORRE, M., DUSSAULT, C., BERNATCHEZ, L. & CÔTÉ, S.D., 2014. Temporally dynamic habitat suitability predicts genetic relatedness among caribou. *Proceedings of the Royal Society B*, 281(1792), article number 20140502.

