









**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI**

**Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection  
d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie**

Mémoire présenté

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

PAR

© **WILLIAM GAUDRY**

**Septembre 2013**



**Composition du jury :**

**Luc Sirois, président du jury, Université du Québec à Rimouski**

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

**Dominic Boisjoly, codirecteur de recherche, MDDEFP**

**Julien Mainguy, examinateur externe, MDDEFP**

Dépôt initial le 26 Avril 2013

Dépôt final le 8 Septembre 2013



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

De nombreuses personnes ont contribué au bon déroulement de cette étude par leurs encouragements, leurs conseils et la pertinence de leurs remarques.

J'évoquerais plus particulièrement :

- Mon directeur de recherche Martin-Hugues St-Laurent, pour m'avoir fait confiance en m'accueillant au sein de son laboratoire. J'ai particulièrement apprécié son soutien au cours de la réalisation de ce projet tout comme sa disponibilité pour répondre à mes nombreuses interrogations. Les échanges fréquents que nous avons eus m'ont permis à la fois de réaliser ce travail de maîtrise mais également d'atteindre mes objectifs professionnels et personnels.

- Mon co-directeur Dominic Boisjoly qui s'est toujours rendu disponible pour me recevoir et répondre à mes questions.

- Alain Caron pour sa patience à me guider dans les méandres des statistiques et de la géomatique.

- Mes évaluateurs du devis (Jean-Pierre Tremblay, Dominique Berteaux) et du mémoire (Julien Mainguy et Luc Sirois) qui m'ont aidé par leurs remarques et leurs conseils pour tirer le meilleur parti de ce travail.

- Les membres du laboratoire de Martin-Hugues St-Laurent, c'est-à-dire : Christine, Solène, Marie-Audrey, Marylène, Alexandra, Limoilou, Sylvain, Martin, David, Frédéric, Rémi ainsi que Mathieu avec qui j'ai eu le plaisir de partager des moments privilégiés au cours de ces trois années.

- Toutes celles et tous ceux par qui, la réalisation de ce mémoire a été rendue possible grâce à l'apport de leurs compétences variées : les différents partenaires impliqués dans la recherche, la gestion et la conservation du caribou de la Gaspésie depuis plus de vingt ans et dans la gestion du parc national de la Gaspésie, soit la Société des établissements de plein-air du Québec (SÉPAQ : Claude Isabel, François Boulanger et Denis Desjardins), le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec (MNRF : Michel Crête, Alain Desrosiers, Renée Faubert, René Lafond, Mélinda Lalonde, Rolland Lemieux, Jasmin Michaud et Caroline Turcotte), l'Université du Québec à Rimouski (UQAR : Luc Sirois, Jean-Pierre Ouellet) et l'organisme Conservation Caribou Gaspésie. Je n'oublie pas également de remercier le Consortium en foresterie Gaspésie-Les Îles qui a largement contribué au financement de ma bourse de maîtrise.

- Des remerciements spéciaux s'adressent à tous les étudiants gradués et aux assistants de terrain qui ont été impliqués dans l'acquisition de connaissances lors de divers projets de recherche menés dans le parc national de la Gaspésie et portant de près ou de loin sur la conservation de cette population de caribou.

-Enfin je souhaite terminer mes remerciements en soulignant l'inconditionnel soutien de Marine, Simon, David, Anne-Catherine, Marie, Martin, Catherine, Jean-Louis et Hubert ainsi que de tous mes amis rencontrés à Rimouski. Il est évident que ce travail était aussi une belle aventure humaine.

À tous j'exprime mes remerciements les plus reconnaissants.

## RÉSUMÉ

Le parc national de la Gaspésie abrite une population de caribous montagnards (*Rangifer tarandus caribou*) dont les effectifs sont en déclin depuis la fin du 19<sup>e</sup> siècle. La prédation par l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*) et la conversion des peuplements forestiers matures en peuplement en régénération sont reconnus comme les principaux facteurs à l'origine de ce déclin. L'exploitation forestière a également contribué au développement d'un réseau de structures linéaires (routes, chemins forestiers, sentiers) pouvant modifier le comportement des trois espèces. Bien que les patrons de sélection d'habitat de ces espèces aient préalablement été étudiés en regard des types de peuplements forestiers, aucune de ces études n'a considéré l'influence de structures linéaires. Notre premier objectif consistait donc à définir l'influence des routes, des chemins et des sentiers de randonnée sur la sélection d'habitat du caribou, tandis que notre second objectif consistait à en étudier l'influence sur la sélection d'habitat de l'ours et du coyote. Nous avons émis l'hypothèse que la sélection d'habitat des caribous soit influencée négativement par les structures anthropiques linéaires puisque l'évitement de ces perturbations conduirait à une perte fonctionnelle d'habitat préférentiel. Nous avons également émis l'hypothèse que l'influence des routes, chemins et sentiers sur la sélection d'habitat de l'ours et du coyote serait positive puisque des habitats marginaux pourraient être davantage utilisés lorsqu'on y trouverait une structure linéaire. À l'aide de fonctions de sélection des ressources et du suivi télémétrique d'ours (GPS), de coyotes (GPS) et de caribous (VHF), nous avons démontré que les caribous évitaient les structures linéaires à une intensité telle qu'une portion importante des habitats disponibles était fonctionnellement inaccessible tandis que les prédateurs sélectionnaient les structures linéaires avec des intensités variables selon le contexte. Cette étude démontre que la présence de structures linéaires est préjudiciable pour cette population de caribous, d'autant plus qu'elles sont utilisées par les prédateurs pour faciliter leurs déplacements. Nos résultats nous permettent de suggérer de limiter le développement du réseau de routes, chemins et sentiers, d'encadrer davantage la planification des voies d'accès et de reboiser celles présentes dans les secteurs névralgiques pour le caribou de la Gaspésie.

*Mots clés* : caribous, chemins, coyotes, ours, parc national de la Gaspésie, perte fonctionnelle d'habitat, perturbations anthropiques, routes, sélection d'habitat, Structures linéaires.



## ABSTRACT

The Atlantic-Gaspésie caribou (*Rangifer tarandus caribou*) herd, inhabiting the Gaspésie National Park, is declining since the end of the 19<sup>th</sup> century. Predation by black bears (*Ursus americanus*) and coyotes (*Canis latrans*) associated with the conversion of old growth forests into early-seral stands are recognized as the main factors explaining this decline. Forest management also contributed to generate a dense network of linear structures (paved and unpaved roads, hiking trails) susceptible of modifying the behaviour of all three species. While habitat selection patterns of caribou, bears and coyotes have already been studied in regards of forest stands types, little attention was paid to the impact of linear structures on habitat selection. Consequently, our first objective was to evaluate the impact of roads and trails on caribou habitat selection, while our second objective was to evaluate the impacts on predators' habitat selection. We hypothesized that caribou habitat selection is negatively influenced by linear anthropogenic structures as avoiding such structures would lead to a functional habitat loss of preferential habitat. We also hypothesized that the influence of roads and trails on bears and coyotes would rather be suitable as marginal habitats could become more intensively used when crossed by a linear structure. We used resource selection functions and telemetry surveys of bears (GPS), coyotes (GPS) and caribou (VHF) and demonstrated that caribou avoided linear structures so intensively that an important part of the available habitats were functionally lost, while both bears and coyotes were selecting linear structures to a varying degree depending on the context. This study demonstrates that roads and trails are detrimental for this endangered caribou herd, especially as these linear structures are used by bears and coyotes to ease their movements into the herd range. Our results allowed us to recommend limiting the expansion of the linear structures network, to improve the planning of future access and to restore those found into the key areas for the Gaspésie caribou.

*Keywords:* anthropogenic disturbances, bear, caribou, coyote, functional habitat loss habitat selection, Gaspésie national park, Linear structures, roads, trails.



## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>VII</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>XI</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>XIII</b>
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE</b> .....	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 1 PARADOXE DANS LE PARC NATIONAL DE LA GASPÉSIE : LA PERTE FONCTIONNELLE D’HABITAT LIÉE A LA PRÉSENCE DE STRUCTURES ANTHROPIQUES POURRAIT FRAGILISER UNE POPULATION RELIQUE DE CARIBOUS</b> .....	<b>11</b>
<b>1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE</b> .....	<b>11</b>
<b>1.2 FUNCTIONAL HABITAT LOSS IN A NATIONAL PARK: A RELICT CARIBOU HERD THREATENED BY ROADS AND HIKING TRAILS</b> .....	<b>13</b>
<b>CHAPITRE 2 RÉPONSES FONCTIONNELLES DE PRÉDATEURS GÉNÉRALISTES AUX STRUCTURES LINÉAIRES ET IMPLICATIONS POUR UNE HARDE MENACÉE DE CARIBOU</b> .....	<b>41</b>
<b>2.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU DEUXIÈME ARTICLE</b> .....	<b>41</b>
<b>CONCLUSION</b> .....	<b>76</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>84</b>



## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### LES MODIFICATIONS DU PAYSAGE EN FORÊT BORÉALE

La perte et la fragmentation d'habitats associées à l'exploitation des ressources naturelles par l'homme sont reconnues comme deux des principaux facteurs responsables de l'érosion de la biodiversité (Ehrlich, 1994; Brooks *et al.* 2002; Fahrig, 2003). La destruction d'un habitat peut provoquer une diminution de l'abondance des espèces qui y sont associées et conduire à leur extinction lorsque la représentation de cet habitat dans le paysage chute en dessous d'un seuil minimum requis (Fahrig, 2002). Depuis plus d'un siècle, l'exploitation forestière a fortement modifié la composition et la structure de la forêt boréale (Bergeron *et al.* 2002) en raison des différences d'étendue (plus grande), de fréquence (plus élevée) et d'intensité (plus importante) des régimes de coupes comparativement aux perturbations naturelles (McRae *et al.* 2001; Bergeron *et al.* 2002; Belleau *et al.* 2007). Par conséquent, la conversion de vastes étendues de forêt mature en peuplement en régénération a directement modifié la biodiversité de la forêt boréale (McRae *et al.* 2001; Bergeron *et al.* 2002; Ferron et St-Laurent, 2005; Belleau *et al.* 2007).

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) présente une forte préférence pour les peuplements forestiers âgés, notamment pour les peuplements de conifères matures, car ceux-ci offrent un abri contre les prédateurs en plus d'offrir une nourriture hivernale prisée des caribous (lichen). Or, la récolte intensive de résineux matures a contribué à une perte notable de tels habitats pour cette espèce, entraînant ainsi la fragmentation de l'habitat résiduel en îlots discontinus de forêt mature (Courtois *et al.* 2001; Courbin *et al.* 2009). En effet, la structure et la composition des jeunes peuplements qui se régénèrent après une coupe ne fournissent plus les conditions favorables au développement d'une forte biomasse de lichens arboricoles (Stone *et al.* 2008) et terricoles (Coxson et Marsh, 2001), principales

ressources alimentaires du caribou en hiver (Seip, 1998). Au contraire, les milieux en régénération issus des coupes forestières favorisent l'implantation d'essences feuillues qui représentent une ressource alimentaire optimale pour les proies alternatives associées aux jeunes stades de succession comme l'orignal (*Alces alces*) (Courtois *et al.* 2001; Potvin, Breton et Courtois, 2005). Ceci a pour conséquence de générer une forte croissance démographique des populations d'orignaux (Courtois et Ouellet, 2007) qui entraîne à son tour une augmentation des populations de loups (*Canis lupus*), l'un des principaux prédateurs du caribou. Ce phénomène est d'autant plus problématique que la présence d'une proie alternative productive comme l'orignal fait en sorte que la densité de loups n'est plus limitée par la densité de caribou, ce qui peut ultimement mener au déclin des populations de caribous par un phénomène de compétition apparente (Holt, 1977; Seip, 1991). De plus, les peuplements en régénération issus des coupes sont riches en arbres et arbustes fruitiers (Noyce et Coy, 1990), favorisant la croissance des populations d'ours noirs (*Ursus americanus*) (Lindzey *et al.* 1986), un prédateur qui s'attaque aux faons de caribou (Crête et Desrosiers, 1995; Pinard *et al.* 2012), surtout dans les premiers jours suivant leur naissance. Les ours à la recherche de peuplements en régénération augmentent alors leur déplacement, augmentant du coup la probabilité de rencontre avec les faons de caribou (Bastille-Rousseau *et al.* 2010). Compte tenu de la sensibilité du caribou face à la prédation, du faible taux de survie des jeunes et de leur grande vulnérabilité en bas âge (Gustine *et al.* 2006), la prédation sur les faons est reconnue comme l'une des causes les plus importantes de déclin de plusieurs populations de caribous (Crête et Desrosiers, 1995; Gustine *et al.* 2006; Pinard, 2012).

## L'ÉCOLOGIE ROUTIÈRE

### LES IMPACTS DES STRUCTURES LINÉAIRES SUR LA FAUNE

Au cours des dernières décennies, le développement des activités d'exploitation des ressources naturelles en forêt boréale a également contribué au développement d'un vaste réseau de routes et de chemins. Ces structures, créées pour faciliter l'accès aux territoires et exporter les ressources naturelles, comptaient parmi les 13 millions de kilomètres de routes

et chemins que l'on trouvait en Amérique du Nord au tournant du 21<sup>e</sup> siècle (Trombulak et Frissell, 2000). C'est dans ce contexte que l'écologie routière a vu le jour. Celle-ci vise à comprendre l'impact du développement des réseaux routiers sur la biodiversité (Forman *et al.* 2003). La perte d'habitat, les mortalités liées au trafic et la fragmentation des populations animales associées à l'implantation d'un réseau routier sont au cœur de l'écologie routière (Forman et Alexander, 1998; Trombulak et Frissell, 2000; Forman *et al.* 2003; Jaeger *et al.* 2005).

La perte d'habitat associée aux routes se divise en deux catégories, soit la perte directe et la perte indirecte (Forman et Alexander, 1998; Trombulak et Frissell, 2000; Forman *et al.* 2003). La perte directe d'habitat réfère à la surface d'habitat préexistant détruite au profit de la construction de la route et de son emprise. Cette perte est loin d'être négligeable puisque la surface représentée par les 13 millions de kilomètres de routes et chemins d'Amérique du Nord est estimée à environ 4,7 millions d'hectares (Trombulak et Frissell, 2000). La perte indirecte d'habitat est quant à elle causée par l'altération de la qualité des habitats adjacents aux routes due au dérangement associé à l'utilisation des routes principalement par l'homme. La diminution de la qualité des habitats adjacents aux routes peut entraîner soit une réponse numérique, c'est-à-dire une diminution de l'abondance ou de la densité des individus reproducteurs d'une espèce, soit une réponse comportementale (fonctionnelle) par le biais de l'évitement des routes (Forman *et al.* 2003; Leblond *et al.* 2011; Leblond, Dussault et Ouellet, 2013).

Le flux de véhicules utilisant le réseau routier est à l'origine de nombreuses mortalités par collision avec la faune pouvant avoir des conséquences significatives sur la dynamique des populations (Trombulak et Frissell, 2000). Ces collisions avec des véhicules peuvent même dans certains cas devenir la principale cause de mortalité (Bangs, Bailey et Portner 1989; Clarke, White et Harris, 1998; Haxton, 2000). Les routes peuvent également agir comme une barrière aux mouvements des individus, réduisant alors leur capacité à accéder à des habitats essentiels pour se nourrir, se reproduire ou mettre-bas (Oxley, Fenton et Carmody, 1974; Vos et Chardon, 1998; Dyer *et al.* 2001). De plus, l'effet de barrière

provoqué par une route est susceptible de diminuer le flux de gènes entre les populations (Mader, 1984; Gerlach et Musolf, 2000). Ultimement, lorsqu'une route agit comme une barrière perméable, elle contribue à fragmenter les populations animales en plusieurs sous-populations isolées génétiquement (Forman *et al.* 2003; Jaeger *et al.* 2005), qui présentent alors un risque d'extinction plus élevé (Remmert, 1994; Forman et Alexander, 1998).

Bien que la plupart des espèces soient affectées négativement par les routes, d'autres espèces telles que les rapaces nocturnes ou encore l'orignal peuvent bénéficier des micro-habitats créés aux abords de celles-ci (Meunier, Verheyden et Jouventin, 2000; Leblond *et al.* 2007). Par ailleurs, les caractéristiques de l'habitat à proximité d'une route peuvent favoriser les mouvements de certaines espèces (Thurber *et al.* 1992, 1994; Kolbe *et al.* 2007; Lesmerises, Dussault et St-Laurent, 2012) et servir de corridor de déplacement pour la dispersion de certaines autres dans des territoires où elles étaient auparavant absentes (Forman *et al.* 2003; Kolbe *et al.* 2007). Cependant, la plupart des espèces très mobiles et présentant un grand domaine vital comme l'ours, le coyote (*Canis latrans*) ou encore le caribou, sont souvent contraintes de composer avec la présence de routes (Forman *et al.* 2003; Fahrig et Rytwinski, 2009). Les conséquences des routes sur ces espèces seront donc dépendantes de leurs capacités à adapter leur comportement en fonction de cette perturbation (Fahrig et Rytwinski, 2009).

#### **INFLUENCE DES STRUCTURES LINÉAIRES SUR LES RELATIONS PRÉDATEUR-PROIES**

En plus de faciliter les déplacements des prédateurs, les routes augmentent l'accès de ces derniers à de nouveaux territoires (Crête et Larivière, 2003; Kolbe *et al.* 2007), ce qui est susceptible de modifier les relations prédateurs-proies (Rogala *et al.* 2011). En effet, il apparaît que l'utilisation des structures linéaires par les prédateurs augmente leur succès de chasse (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington, St-Clair et Mercer, 2005) et le taux de rencontre avec des proies (Whittington *et al.* 2011). Ces auteurs ont ainsi démontré que les caribous se situant à proximité des routes étaient davantage sensibles à la prédation que les caribous éloignés de ce type de structure. À long terme, l'augmentation de la pression de prédation associée à la présence de routes pourrait avoir des conséquences négatives sur la

démographie des populations de caribou ainsi que sur la persistance de ces populations (James et Stuart-Smith, 2000; Neufeld, 2006).

#### **LES IMPACTS DES STRUCTURES LINÉAIRES SUR LA GRANDE FAUNE : SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR L'OURS, LE COYOTE ET LE CARIBOU**

La grande capacité d'adaptation et le caractère opportuniste de l'ours l'ont amené à fréquenter différents types de structures anthropiques comme les décharges, les sites de camping, de pique-nique ou encore les routes puisque tous ces sites sont riches en ressources alimentaires (Hellgren, Vaughan et Stauffer, 1991; Powell, Zimmerman et Seaman, 1997). Les routes sont plus particulièrement reconnues pour avoir une influence sur le comportement et la qualité d'habitat de l'ours (Brody et Pelton, 1989; Mitchell et Powell, 2003). Lorsque celles-ci sont utilisées comme corridors de déplacement ou comme sites d'alimentation, elles peuvent alors avoir un effet positif sur la survie et la reproduction de l'ours (Reynolds-Hogland et Mitchell, 2007). En contrepartie, les routes affectent négativement le taux de survie de l'ours en augmentant le risque de collision avec un véhicule (150 collisions en moyenne par an avec des ours noirs au Québec entre 2001 et 2010, MDDEFP, données non publiées) ou en facilitant l'accès des chasseurs et des braconniers au sein de leur habitat, permettant ainsi l'exploitation de ces populations (McLellan et Shackleton, 1988; Brody et Pelton, 1989; Reynolds-Hogland et Mitchell, 2007). Selon Brody et Pelton (1989), le comportement d'évitement ou de sélection des routes résulte d'un processus d'apprentissage dépendant des coûts et des bénéfices associés à son utilisation. Reynolds-Hogland et Mitchell (2007) ont démontré que l'effet d'évitement des routes dépend du facteur causant le plus de mortalité au sein de la population. Ainsi, lorsque la mortalité par la chasse ou le braconnage est élevée et que la mortalité par collision est faible, ce sont les routes forestières qui sont les plus évitées puisqu'elles sont particulièrement utilisées par les chasseurs (McLellan et Shackleton, 1988).

Il en va de même pour le coyote dont la capacité d'adaptation et le caractère opportuniste ont permis à l'espèce de coloniser et se maintenir dans différents types de

paysages modifiés par l'homme sur le continent nord-américain (Bradley et Fagre, 1988; Person et Hirth, 1991; Grindler et Krausman, 2001). Le coyote tire ainsi profit des structures linéaires telles que les routes, chemins forestiers, sentiers de motoneige et autres qui sont reconnues pour servir de corridors de déplacement (Bradley et Fagre, 1988; Thurber *et al.* 1992, 1994; Kolbe *et al.* 2007). Ce type de structure est également à l'origine de nombreuses mortalités par collision avec des véhicules (Forman et Alexander, 1998). Les coyotes semblent donc tendre à utiliser les routes la nuit ou le jour en fonction du moment où l'activité humaine est la plus importante (Grindler et Krausman, 2001).

Contrairement à l'ours et au coyote, qui peuvent dans certaines situations tirer profit des routes, le caribou apparaît toujours négativement affecté par la présence de celles-ci, peu importe l'utilisation qui en est faite par l'homme (Murphy et Curatolo, 1987; Duchesne, Côté et Barette, 2000; Dyer *et al.* 2001, 2002; Seip, Johnson et Watts, 2007; Leblond *et al.* 2011). Le dérangement provoqué par la présence de structures linéaires a des implications sur le caribou à différentes échelles biologiques (St-Laurent *et al.* 2012). Par exemple, à l'échelle physiologique, la concentration en cortisol, une hormone de stress, augmente avec la densité de chemins forestiers dans le domaine vital des caribous (Renaud, 2012). Lorsque l'atténuation des impacts liés à la présence d'une route ne peut être réalisée par une réponse physiologique seule, le caribou répond à une échelle biologique supérieure, c'est-à-dire en modifiant son comportement (St-Laurent *et al.* 2012). Un comportement d'évitement des habitats adjacents aux routes a été rapporté dans de nombreuses études (e.g. Duchesne, Côté et Barette, 2000; Dyer *et al.* 2002; Seip, Johnson et Watts, 2007; Leblond *et al.* 2011), conduisant à une perte fonctionnelle puisque l'habitat à proximité des routes est délaissé par le caribou (Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011; Leblond, Dussault et Ouellet, 2013). Dans des paysages très perturbés, des réponses aux échelles biologiques supérieures ont également été rapportées. Par exemple, Murphy et Curatolo (1987) ainsi que Dumont (1993) ont observé une modification du comportement du caribou liée à l'utilisation des routes par l'homme ayant des conséquences sur le budget énergétique. Ainsi, si on se réfère au cadre conceptuel de réponses biologiques proposé par Johnson et St-Laurent (2011), cette restriction au budget énergétique induite par le

dérangement humain peut avoir des conséquences néfastes sur la dynamique des populations, jusqu'à compromettre la persistance de celles-ci si la source de perturbation perdure ou s'étend sur une zone très vaste. Actuellement, les perturbations anthropiques associées aux modifications de l'habitat et à la création de routes sont considérées comme des causes majeures du déclin des populations de caribou au travers de son aire de distribution (Apps et McLellan, 2006; Vors et Boyce, 2009; Festa-Bianchet *et al.* 2011).

## LE SYSTÈME OURS-COYOTE-CARIBOU EN GASPÉSIE

### **PARTICULARITÉ DE LA POPULATION DE CARIBOU DE LA GASPÉSIE**

Au Québec, la limite méridionale de l'aire de répartition du caribou des bois régresse continuellement vers le nord (Courtois *et al.* 2003a) en lien avec la perte de son habitat préférentiel et la chasse abusive passée (Bergerud, 1974). Vestige de la population de caribou autrefois présente au nord-est des États-Unis et au Canada, la population de caribou de Gaspésie constitue l'une des deux hardes de l'écotype montagnard présente au Québec avec celle des Monts Torngats (Courtois *et al.* 2003b). Isolée depuis plus de 150 ans et génétiquement distincte (Røed *et al.* 1991), elle est en outre la seule population de caribou présente au sud du fleuve Saint-Laurent (Courtois *et al.* 2003b). Alors qu'au 19<sup>e</sup> siècle la population s'étendait jusqu'à l'extrémité est de la péninsule gaspésienne, la harde de caribou de la Gaspésie n'a depuis cessé de décroître, et comptait en 2012 entre 84 et 125 individus (Lalonde et Michaud, 2013). Face à cette situation, plusieurs mesures de gestion ont été mises en place afin de favoriser le maintien de cette population, comme entre autre la création du parc de la Gaspésie en 1937 (MLCP, 1987), ainsi que l'arrêt de la chasse et le contrôle des activités d'exploitation des ressources naturelles (St-Laurent *et al.* 2009). Malgré ces mesures, des activités d'exploitation forestière et minières, potentiellement défavorables au caribou et à son habitat, ont eu lieu respectivement jusqu'en 1981 et 1982 (Isabel, 2009).

Le programme de survol aérien de la population qui est en cours depuis le début des années 1970 a permis de mettre en évidence le déclin de la population et de suivre

l'évolution du rapport des sexes et du recrutement (c.-à-d. le pourcentage de faons dans la population). Un seuil minimal de recrutement a d'ailleurs été évalué à 30 faons/100 femelles, soit environ 17 % de faons au sein de la population, afin que la dynamique de la population de caribou de la Gaspésie soit stable (Crête *et al.* 1990). Alors que le taux de survie des adultes s'élevait à ~90 % (Crête et Desrosiers, 1995), la proportion de faons dans la population variait entre un maximum de 20 % en 1983 et un minimum de 3,6 % à l'automne 2010 (Lalonde, 2010). De ce fait, la faible proportion de faons a été identifiée comme l'une des principales causes du déclin de la population (Crête et Desrosiers, 1995; St-Laurent *et al.* 2009). Crête et Desrosiers (1995) ont démontré qu'aucun problème de recrutement n'existait dans la population mais que la survie globale des faons était très faible. En effet, sur un total de 25 faons équipés de colliers émetteurs *VHF* à la fin des années 80, seulement 9 étaient encore vivants à l'automne, tandis que 11 des 16 autres individus avaient été prédatés par le coyote (7 cas), l'ours noir (3 cas) et l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*; 1 cas).

#### **SELECTION D'HABITAT DU CARIBOU DE L'OURS ET DU COYOTE EN GASPÉSIE**

Considérant l'impact de l'ours et du coyote sur la dynamique de la population de caribou de la Gaspésie, plusieurs études ont été réalisées afin de décrire les patrons d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat du caribou (Ouellet, Ferron et Sirois, 1996; Mosnier *et al.* 2003), du coyote (Boisjoly, Ouellet et Courtois, 2010) et de l'ours noir (Boileau, Crête et Huot 1994; Mosnier, Ouellet et Courtois 2008) sur le territoire gaspésien. Ces études ont mis en évidence l'importance des habitats situés à proximité des sommets qui sont particulièrement sélectionnés par le caribou, tels que la toundra alpine et les forêts résineuses matures. En fréquentant les habitats situés en altitude, les caribous semblent se séparer spatialement des prédateurs (Ouellet, Ferron et Sirois, 1996; Mosnier *et al.* 2003) qui fréquentent davantage les habitats perturbés situés dans les vallées (Boileau, Crête et Huot 1994; Mosnier, Ouellet et Courtois 2008; Boisjoly, Ouellet et Courtois, 2010).

## OBJECTIFS DE CETTE ÉTUDE

La présente étude s'inscrit dans la continuité des études réalisées jusqu'à présent sur le caribou de Gaspésie et ses prédateurs et vise à acquérir des connaissances nécessaires à la conservation de cette population de caribou. Jusqu'à présent, les études de sélection d'habitat du caribou et du coyote ont été réalisées avec une approche hiérarchique classique (Mosnier *et al.* 2003; Boisjoly, Ouellet et Courtois, 2010), tandis que l'ours a été étudié à l'aide de fonctions de sélection de ressources (ci-après *RSF* pour *Resource Selection Functions*; Boyce *et al.* 2002) mais sans tenir compte de la diversité des variables de structures linéaires présentes sur le territoire. L'avantage de la méthode des *RSF* par rapport aux autres méthodes utilisées jusqu'alors est de prendre en compte l'influence des autres attributs du paysage et potentiellement, de leur répartition spatiale lors de la détermination des comportements de sélection et d'évitement. Par ailleurs, bien que l'effet des coupes ait été documenté, aucune des études réalisées jusqu'alors en Gaspésie ne s'est intéressée à l'effet combiné des divers types de structures linéaires qui, en synergie avec les coupes forestières, peuvent potentiellement influencer la répartition spatiale de ces trois espèces. Par ailleurs, un territoire adjacent au parc de la Gaspésie, utilisé par le caribou, est actuellement la cible d'un projet pilote d'aire protégée dans laquelle une exploitation durable des ressources pourrait être possible conditionnellement aux respects des objectifs de conservation. De ce fait, une meilleure connaissance de la sélection d'habitat de ces trois espèces en lien avec les perturbations et infrastructures présentes sur le territoire s'avère essentielle pour encadrer judicieusement le régime d'activités et la gestion de cette future aire protégée. Le premier objectif consistait tout d'abord à étudier l'influence des structures anthropiques linéaires que sont les routes, les chemins et les sentiers sur la sélection d'habitat du caribou. Dans un deuxième temps, nous avons souhaité quantifier la probabilité de présence du caribou au sein de l'aire d'étude afin de quantifier une éventuelle perte fonctionnelle d'habitat pouvant résulter de l'évitement des habitats adjacents aux structures linéaires par les caribous. Notre second objectif consistait à étudier l'influence des structures linéaires sur la sélection d'habitat de l'ours et du coyote tout en tenant compte du type d'habitat dans lequel se trouvent ces structures. Concernant notre premier

objectif, nous avons émis l'hypothèse que la sélection d'habitat des caribous soit influencée négativement par les structures anthropiques linéaires puisque l'évitement de ces perturbations conduirait à une perte fonctionnelle d'habitats potentiellement préférentiels. Nous avons également émis l'hypothèse que l'influence des structures linéaires sur la sélection d'habitat de l'ours et du coyote serait plutôt favorable puisque des habitats marginaux traversés par une route ou un sentier pourraient être davantage utilisés. En accord avec nos hypothèses, la présence des variables de structures linéaires au sein des modèles retenus pour le caribou, l'ours et le coyote, souligne le rôle important de ces structures dans les patrons de sélection d'habitat de ces trois espèces. Cette étude démontre que les caribous évitent les chemins forestiers et cherchent à se tenir éloignés des routes. L'un des aspects novateurs de notre étude réside dans la mise en évidence et l'estimation de la perte fonctionnelle d'habitat qui résulte de l'évitement des habitats adjacents aux structures linéaires et qui contribue probablement à fragiliser un peu plus cette population au statut déjà précaire. Au contraire des caribous, les ours et les coyotes utilisent les structures linéaires en fonction du contexte dans lequel elles se trouvent. En effet, selon les périodes de l'année, les réponses des ours et des coyotes face aux chemins variaient en fonction de la densité locale de chemins, du type d'habitat considéré et de l'altitude alors que la réponse des ours et des coyotes face aux routes principales variait surtout en fonction de l'altitude et de la distance à celle-ci.

**CHAPITRE 1**

**PARADOXE DANS LE PARC NATIONAL DE LA GASPÉSIE : LA PERTE  
FONCTIONNELLE D'HABITAT LIÉE À LA PRÉSENCE DE STRUCTURES  
ANTHROPIQUES POURRAIT FRAGILISER UNE POPULATION  
RELIQUE DE CARIBOUS**

Cet article sera soumis à l'automne 2013 pour publication dans un journal  
scientifique avec comité de révision par les pairs.

**1.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU PREMIER ARTICLE**

Le caribou de la Gaspésie, considéré comme l'une des douze unités désignables qui sont des éléments de biodiversité irremplaçables au Canada, est en déclin depuis la fin du 19<sup>e</sup> siècle et a atteint des niveaux d'abondance critiques en 2012. Tandis que quelques études ont été menées pour décrire les patrons de sélection d'habitat du caribou, les impacts des perturbations anthropiques, et plus particulièrement des structures linéaires présentes à l'intérieur et à l'extérieur du parc, n'ont jamais été évalués. L'objectif de notre étude est donc de déterminer l'effet des routes pavées, chemins forestiers et sentiers de randonnée sur la sélection d'habitat du caribou et d'estimer la perte fonctionnelle d'habitat liée à ces structures linéaires. Sur les 35 individus suivis entre 1998 et 2001 à l'aide de colliers télémétriques VHF, nous avons conservé uniquement les données des caribous dont le nombre de localisation était suffisant ( $n > 59$ ) pour décrire la sélection d'habitat à l'aide de fonctions de sélection des ressources. Ainsi nous avons utilisés pour nos analyses 1117 localisations obtenus à partir du suivi de 18 caribous entre novembre 1999 et avril 2001. Les caribous évitaient tous les types de structures linéaires durant la période sans neige, et sélectionnaient les types d'habitat où les densités de routes, chemins et sentiers étaient les plus faibles. Les structures linéaires induisaient un niveau impressionnant de perte d'habitat (~33 à 77 %,

dépendamment du type d'habitat) et fragmentaient conséquemment l'habitat favorable au caribou. En effet, nous n'avons noté aucune évidence d'échange d'individus entre les trois principaux sommets à l'étude (Monts Logan, Albert et Jacques-Cartier), une situation possiblement liée au niveau élevé de perturbations anthropiques, majoritairement linéaires, retrouvées à faible altitude. En plus d'identifier les défis d'aménagement du territoire et d'orienter les efforts de conservation, notre étude souligne le paradoxe souvent observé dans les parcs nationaux, où les infrastructures humaines qui supportent les missions d'éducation et de récréotourisme peuvent compromettre la conservation d'espèces menacées.

Cet article a été rédigé en étroite collaboration avec mon directeur Martin-Hugues St-Laurent, professeur en écologie animale à l'Université du Québec à Rimouski. Il sera prochainement soumis à un journal scientifique avec comité de révision par les pairs. Ces résultats ont également été présentés sous forme d'affiche lors du *14th North American Caribou Workshop* à Fort St. John en septembre 2012 et ont été récompensés par le prix de la meilleure affiche scientifique. En tant que premier auteur, j'ai réalisé la totalité des analyses géomatiques et statistiques. Mon directeur a contribué à toutes les étapes de l'élaboration de l'article et, plus particulièrement à l'idée originale, à l'établissement des objectifs et au financement de l'ensemble des étapes du projet.

## 1.2 FUNCTIONAL HABITAT LOSS IN A NATIONAL PARK: A RELICT CARIBOU HERD THREATENED BY ROADS AND HIKING TRAILS

William Gaudry & Martin-Hugues St-Laurent \*

Département de Biologie, Chimie et Géographie, Groupe de recherche BORÉAS & Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1, [william.gaudry@uqar.ca](mailto:william.gaudry@uqar.ca), [martin-hugues-st-laurent@uqar.ca](mailto:martin-hugues-st-laurent@uqar.ca).

\* *Corresponding author*: Martin-Hugues St-Laurent, Département de Biologie, de Chimie et de Géographie, Groupe de recherche BORÉAS & Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1. Phone: (418) 723-1986 ext. 1538, Fax: (418) 724-1849, E-mail: [martin-hugues\\_st-laurent@uqar.ca](mailto:martin-hugues_st-laurent@uqar.ca)

### ABSTRACT

The Gaspésie caribou herd, considered as 1 of the 12 endangered units for caribou that are irreplaceable components of Canada's biodiversity, is declining since the late 19<sup>th</sup> century and reached critical abundance levels in 2012. While some studies were conducted to describe its habitat selection patterns, the impacts of anthropogenic disturbances, and more precisely of linear structures found within and in the surroundings of the Gaspésie National Park, have never been evaluated. Our objective was to assess the impacts of paved roads, gravel roads and trails used for hiking and back-country skiing on the habitat selection of Gaspésie caribou, and to estimate the level of functional habitat loss caused by linear structures. We used a VHF telemetry survey conducted on 35 animals between 1998 and 2001 to describe habitat selection using Resource Selection Functions. We removed individuals with only few locations and then ended with a sample size of 18 caribou for which we have > 59 locations homogeneously distributed between from November 1999 to April 2001, for a total of 1,117 caribou locations. Caribou avoided all types of linear structures during snow-free

and winter periods, and selected habitat types where road and trail densities were the lowest. Linear structures induced an impressive level of functional habitat loss (~33-77 % depending on habitat type) and consequently fragmented the habitat suitable to caribou. Indeed, we recorded no evidences of animal exchanges between the three principal summits (Mts Logan, Albert and Jacques-Cartier), a situation possibly related to a higher level of disturbances, mainly linear structures, at lower elevation. Besides identifying land management challenges and orienting conservation efforts, our study underlines the paradox often observed in National Parks, where human-made infrastructures which support the education and recreotouristic missions of parks could jeopardize the conservation of a threatened species.

**Keywords:** Functional habitat loss, Gaspésie caribou herd, hiking and skiing trails, landscape disturbance, National Park, recreotourism, roads.

## INTRODUCTION

Human activities are known to influence species extinction rates and to contribute to the decline of several animal populations (Kerr and Currie, 1995). As some ungulates in North America (Laliberte and Ripple, 2004), woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) populations are now decreasing throughout their distribution range (Vors and Boyce, 2009; Festa-Bianchet et al., 2011). Overhunting and poaching, associated with an increased in predation pressure following alteration and fragmentation of preferential habitat consequent to natural resource exploitation, are identified as proximate or ultimate causes of this decline (Racey and Arsenault, 2007; DeCesare et al., 2010).

The Gaspésie caribou herd stands as the last remnant of the populations once ranging the southern shore of the St. Lawrence River, from New England to Nova Scotia (Ouellet et al., 1996). Belonging to the mountain ecotype (COSEWIC, 2011), this herd was found to be genetically distinct from boreal populations inhabiting the continuous woodland caribou range (Courtois et al., 2003). Abundant throughout the Gaspé Peninsula at the beginning of the 20<sup>th</sup> century, population levels rapidly decreased to 500 – 1000 caribou in 1953 (Moisan, 1957), to ~250 individuals in the 1970s (Crête and Desrosiers, 1995) and to ~103 individuals (84-125, 95 % CI) according to a recent aerial survey (November 2011). Such a rapid decline led to two consecutive designation by Environment Canada, the herd being listed as threatened in 1984 and endangered in 2000 (Environment Canada, 2013). Based on genetic diversity, movement, behavior and distribution criteria, this population was recently identified as one of the 12 Designable Units for caribou in Canada, i.e. a significant unit that is an irreplaceable component of Canada's biodiversity (COSEWIC, 2011).

Several potential causes aiming to explain the decline of this specific herd were proposed in the last decades, among which the most accepted ones for the first half of the 20<sup>th</sup> century are parasites and diseases (Moisan, 1957) and past overhunting and poaching (St-Laurent et al., 2009). Recent studies presented evidences suggesting that predation is the most important limiting factor for the Gaspésie herd (Mosnier et al., 2008a; St-Laurent et al., 2009) and that caribou are suffering from apparent competition with alternative prey species by sharing common predators (Holt, 1977; DeCesare et al.,

2010). Indeed, agriculture, logging and development of road network, suitable to moose (*Alces alces*) and black bear (*Ursus americanus*), favoured colonization of the Gaspésie Peninsula by white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*), and along with wolf (*Canis lupus*) extirpation ~150 years ago, paved the way to coyote (*C. latrans*) population increases in the early 1970s. Such a destabilized equilibrium between predators, alternative preys and caribou triggered an increased predation pressure on caribou calves (Crête and Desrosiers, 1995), and forced wildlife managers to implement a special forest management plan and a predator control program (1990-1996 and 2001-today). Nevertheless, the efficiency of predator control appeared to be partially compromised by the extensive movement capacities of bears and coyotes as well as their use of nonexclusive territories, allowing them to rapidly occupy controlled areas (Mosnier et al., 2008a).

Consequently, the range of the Gaspésie caribou herd suffered a major contraction which resulted nowadays in the confinement of the caribou on the high plateaus of the Gaspésie National Park and the surrounding Matane and Chic-Chocs Wildlife Reserves (see Figure 1), within alpine tundra and subalpine fir forests (> 700 m) where the predator encounter probability is potentially lower (Ouellet et al., 1996; Mosnier et al., 2003). Indeed, the important amount of disturbed habitat in lower altitudes appeared favorable to predators and alternative preys, the study area supporting the highest moose densities in Quebec province (4-5/km<sup>2</sup>; Lamoureux et al., 2007). Despite the creation of the Gaspésie National Park in 1937, logging and mining activities persisted into the park until 1981 and 1982 respectively and contributed to drastic changes to forest composition and age structure. Today, logging activities only took place in Matane and Chic-Chocs Wildlife Reserves and contribute to maintain some parts of the regional landscape in early seral forest stages. Both logging and mining also contributed to generate a dense network of roads and trails that were first used for resources extraction, while now being essentially used for anthropogenic activities such as recreotourism. As a result, the Gaspésie caribou herd has to deal with a considerable amount of perennial linear features such as paved and unpaved roads, hiking and back-country skiing trails as well as all-terrain vehicle (ATV) and snowmobile trails.

Although the habitat selection patterns of this relict caribou herd have already been described (see Ouellet et al., 1996 and Mosnier et al., 2003), we did not find any attempt to describe the Gaspésie caribou responses to linear anthropogenic features. Roads and snowmobile trails are sometimes recognized as being avoided by caribou and reindeer (Seip et al., 2007; Leblond et al., 2011; Polfus et al., 2011) because of increased human access and facilitation of predator movements (James and Stuart-Smith, 2000; Kolbe et al., 2007; Whittington et al., 2011). Avoiding proximity of linear features could thus force caribou to concentrate themselves in remote areas not far enough to avoid higher predation risk that occurs close to linear features (Fortin et al., 2013). Moreover, they often displace themselves into suboptimal habitats where food resources such as lichen could be potentially limited (Nellemann et al., 2000; Dyer et al., 2001), resulting in an indirect form of habitat loss (Polfus et al., 2011).

Considering the relative herd precariousness and the growing interest for ecotourism within and outside Gaspésie National Park and for access to the land for both industries and hunters (outside the Park only), it appears crucial to evaluate the impacts of anthropogenic linear features on habitat amount and habitat selection of this endangered caribou herd. We hypothesized that habitat selection expressed by the Gaspésie caribou herd is negatively influenced by anthropogenic disturbances such as clearcuts, roads and trails, and that avoiding disturbances leads to functional habitat loss. Based on past studies conducted by Ouellet et al. (1996) and Mosnier et al. (2003) on this population, we expected that 1) caribou will select alpine tundra and subalpine fir forests as preferential habitat. In addition, we expected that 2) caribou will avoid clearcuts, roads and trails, that 3) selection of preferential habitat will be mediated by the proximity (or surrounding density) of anthropogenic disturbances and that 4) habitat selection patterns will vary depending on the period of the year.

## **METHODS**

### ***Study area***

We conducted this study in the Gaspésie caribou range which is centered on the Gaspésie National Park and overlaps parts of the Matane and Chic-Chocs Wildlife Reserves, on the south shore of the St. Lawrence River (Québec, Canada) (Figure 1).

The study area covered 1,627 km<sup>2</sup> and encompasses the McGerrigle and Chic-Chocs Massifs, respectively dominated by the Mount Jacques-Cartier (1,268 m) and the Mount Albert (1,154 m). Because of its latitude and highly-rugged topography, the study area experiences harsh weather conditions with a mean annual temperature ranging between 2.1°C in the valleys and -4°C on summits and about 1,600 mm of precipitation annually, of which 60 % falls as snow. Elevation varies from 50 m to 1,268 m and three distinct associations of boreal vegetation are found consequent to this altitudinal gradient. Mountain forests are located between ~50 and ~900 m and are essentially composed of balsam fir (*Abies balsamea*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*), white birch (*B. Papyrifera*), white spruce (*Picea glauca*) and black spruce (*P. mariana*). Subalpine forests ranged from ~900 to ~1,050 m and are mainly composed of white spruce and balsam fir with sparse stands of shorter trees shaped by the harsh climatic conditions. Finally, alpine tundra is found at the summit (>1,050 m) as a result of the most severe climatic conditions year-round and is composed of isolated spruce and fir krummholz, dwarf birch (*B. glandulosa*), ericaceous shrubs, forbs and graminoids, lichens and mosses interspersed with barren rocky soil.

### ***Telemetry data***

We used caribou locations collected during a VHF aerial telemetry survey that took place between November 1998 and April 2001 on 35 individuals (see Mosnier et al., 2003 for more details on the capture session). We removed individuals with only few locations and then ended with a sample size of 18 caribou for which we have > 59 locations homogeneously distributed between years and seasons from November 1999 to April 2001, for a total of 1,117 caribou locations (62 ±1.7 [SD] loc./ind./yr). We assumed independence between locations as intervals between locations were relatively long (15 days) (Johnson et al., 2004). As a result, we did not count on enough data to characterize habitat selection on a seasonal basis (e.g. in Hins et al., 2009). Nevertheless, and considering that woodland caribou behavior is known to vary depending on the snow cover (Briand et al., 2009), we divided the year in two periods according to the climatic records of the Gaspésie National Park (weather station located in the middle of the caribou range, at 229 m asl). We then splitted the database in two parts depending on the absence (snow-free period; median dates: 1 May to 15

November) or presence (winter; median dates: 16 November to 30 April) of snow in the study area.

### ***Habitat categories***

Habitat selection patterns of the Gaspésie caribou were previously described by Ouellet et al. (1996) and Mosnier et al. (2003), which both considered only the habitat types using combinations of forest stand composition and altitude. Since our objective was to assess the impacts of anthropogenic disturbance on habitat selection while accounting for confounding variation associated with habitat composition, we used results from these two companion studies to classify ecoforest maps in four different habitat types (Table 1). Mature (> 50 year-old) fir stands and alpine tundra, two habitat types preferentially selected by the Gaspésie caribou (see Ouellet et al., 1996 and Mosnier et al., 2003) were considered separately because of their respective altitudinal distribution. Regenerating stands < 30 years old originating from clearcuts were considered because of their negative influence on other caribou populations (Hins et al., 2009); most of these stands were however found outside the park, in the Matane and Chic-Chocs Wildlife Reserves. Finally, deciduous, spruce and mixed stands (all age classes confounded) and < 50 year-old balsam fir stands were grouped into one habitat category as they were shown to be significantly less used than available (see Ouellet et al., 1996 and Mosnier et al., 2003). Indeed, < 50 year-old balsam fir stands support lower arboreal lichen biomass suitable to Gaspésie caribou (Stone et al., 2008) and resource availability for both bears and coyotes was estimated to be greater in early-seral forest stands in the study area (Mosnier et al., 2008b; Boisjoly et al., 2010).

To do so, we used 1: 20,000 numeric ecoforest maps published by the Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) in 1998. Maps were updated each year in order to include new cutblocks and natural disturbance polygons (e.g., fires, windthrows, and insect outbreaks). Minimum mapping unit size was 4 ha for forested polygons and 2 ha for non-forested areas (e.g., water bodies, bogs). We generated digital elevation model (DEM) with a 20-m resolution to calculate altitude under caribou locations and random points. Linear structures were digitized from aerial photos and classified in three categories: paved roads (i.e. with the highest traffic level,

even in winter), unpaved roads (i.e. low to moderate traffic level, not cleared of snow in winter, used by trucks and ATVs in summer and by snowmobile in winter) and trails (i.e. only used by hikers and back-country skiers and where motorized vehicles are not allowed). Despite the recognized negative impacts of cabins, camping sites and other ecotourist infrastructure on caribou behavior (Nellemann et al., 2000; Polfus et al., 2011), such features were not taken into account in our analyses because of their very low density in our study area.

### *Statistical analyses*

We used Resource Selection Functions (Manly et al., 2002), a logistic regression contrasting habitat characteristics at locations and random points, in order to assess the impacts of linear anthropogenic features on caribou habitat selection. For the two periods (i.e. snow-free period and winter), we distributed as many random points as we had locations within the study area (a 100 % minimum convex polygon [MCP] calculated on the entire dataset) in order to obtain a suitable assessment of habitat availability. We generated a circular buffer of 1,000 m radius centered on each location and random point in order to contextualize each point (see Leblond et al., 2011) and to overcome the geographical imprecision related to digitized ecoforest maps and VHF telemetry (Rettie and McLoughlin, 1999). We calculated the density of each anthropogenic disturbance variable (i.e. paved roads, gravel roads, trails, 0-30 year-old clearcuts) within every buffer and identified the habitat under each point (observed and random locations). Considering that paved roads were rare in the study area, we calculated the minimal distance between each location (or random point) and paved roads and thereafter transformed this distance into exponential decays of the form  $e^{-\alpha/d}$  where  $d$  was the distance to paved roads (in m) and  $\alpha$  was set at 200, following (Carpenter et al., 2010). This allowed us to model an impact which could be important close to paved roads and which will dampen beyond a few hundred meters, assumed to be essentially irrelevant at large distance (e.g., the exponential decay distance stabilized at >1,500 m).

Variability between individuals was not taken into account (i.e. by including a random factor for individuals) in our models because of the few VHF telemetry

locations available per caribou. We thus assumed independence between locations and generate a RSF at the population level (Johnson et al., 2004). We tested for colinearity between independent variables using a variance inflation factor (VIF) and removed variables which present a  $VIF > 10$  (Neter et al., 1996). Forest cover types were distributed along an altitudinal gradient from deciduous stands in the valleys to subalpine spruce stands near the summits, so we faced multicollinearity problems when habitat categories and altitude were placed into the same model. *A priori* analyses showed that models built with ‘Habitat’ and ‘Disturbed habitat’ variables outperformed models built using topographic variables only (i.e. altitude and slope), as they intrinsically taken into account the variation in altitudinal distribution of habitat categories. We consequently excluded topographic variables and built candidate models (see Table 2) according to *a priori* hypotheses. ‘Other forest stands’ was used as reference category when conducting the RSF. Because AIC values tend to be minimal for the most complex models whenever sample sizes are high (Boyce et al., 2002), we used Bayesian Information Criterion (BIC; Johnson and Omland, 2004) to select the most parsimonious models. Indeed, the penalty term for BIC ( $k \times \ln(n)$ ) takes into account both the number of parameters ( $k$ ) in the model and the sample size ( $n$ ) (Johnson and Omland, 2004). We evaluated the robustness of top-ranked models using a k-fold cross-validation (Boyce et al., 2002), i.e., by calculating RSF estimates using a subset of 75 % of our data and withholding 25 % for validation. Then, we ranked RSF scores and distributed them in ten equal bins scaled in percentile classes. For each withheld observation, we calculated their RSF value using the model developed with the training data set. We calculated a Spearman rank correlation ( $r_s$ ) between the ranked RSF-availability bins and the frequency of withheld data occurrence to evaluate model performance (Boyce et al., 2002).

We finally quantified the functional habitat loss induced by linear anthropogenic structures (roads and trails) using two scenarios, i.e. by considering and removing linear structures from the landscape. In the latter case, the density of linear structures (gravel roads and trails) around locations and random points was then null as well as decay distances to paved roads. We modeled the relative probability of occurrence using the most parsimonious model for both winter and snow-free period and applying it to a 75 x

75-m raster covering the study area, and consequently obtained two maps of relative probability of caribou occurrence per period. For each period, we then estimated the functional habitat loss by subtracting, at the pixel level, the relative probability of occurrence originating from the most parsimonious model from the relative probability of occurrence obtained when removing linear structures from the study area. Mean differences in relative probability of occurrence were thereafter calculated for each type of habitat and for each period in order to identify in which habitat types roads and trails induced the greatest functional habitat loss.

## RESULTS

Regardless of the period, the most parsimonious model was model 3, which included ‘Habitat’, ‘Disturbed habitat’ and ‘Linear anthropogenic structures’ categories (Table 2). Including interaction terms into our candidate model did not improve model ranking (i.e. model 3 outclassed models allowing interactions), suggesting that caribou response to roads, trails and regenerating stands did not change depending in which habitat categories caribou were. The most parsimonious model performed well in predicting relative probability of occurrence, as shown by the k-fold cross validation (snow-free period:  $r_s = 0.94 \pm 0.03$  [SD]; winter:  $r_s = 0.95 \pm 0.03$  [SD]).

Throughout the year, caribou selected alpine tundra, stayed away from paved roads and avoided areas where gravel road density was higher within a 1-km radius buffer (Table 3). Mature fir stands and, to a lesser extent, regenerating stands, were more selected than the reference category (‘Other forest stands’) during the snow-free period, but were nevertheless used less than available in the study area. Caribou avoided areas with higher density of hiking and back-country skiing trails only in winter (Table 3).

Mapping the functional habitat loss induced by anthropogenic linear structures revealed that linear paved roads, gravel roads and trails led to a decrease in relative probability of occurrence which ranged from ~33 to 77 % depending on habitat category and period (Table 4; Figure 2). Functional habitat loss peaked in the habitat categories supporting the highest densities of linear anthropogenic structures (Figure 3),

namely the ‘Regenerating stands’, the ‘Other forest stands’ and the ‘Mature fir stands’ (Table 4), but was nevertheless important (-38.66 %) in ‘Alpine tundra’ (Figure 3).

## **DISCUSSION**

### ***Considering roads and trails improves our understanding of habitat selection***

Consistent with our hypothesis, anthropogenic linear disturbances influenced habitat selection behaviour of caribou even in a National Park, where disturbance amount is lower than what is observed on average throughout the species distribution range. Indeed, models considering the presence of roads, trails and regenerating stands outperformed by far those based on natural habitat types only, an approach previously used by Ouellet et al. (1996) and Mosnier et al. (2003) to describe habitat selection patterns for the Gaspésie caribou herd. Nevertheless, taking into account linear disturbances did not change the way caribou react to habitat types. Firstly, models allowing interactions ranked worst than those ignoring a synergistic effect of disturbances on habitat selection patterns. Secondly, alpine tundra and mature fir stands were the most frequented habitats found in the Gaspésie caribou range, although only alpine tundra was ‘selected’ (i.e. more used than available) by caribou. Using the same dataset, Ouellet et al. (1996) and Mosnier et al. (2003) suggested that these habitats offered the best compromise between foraging opportunities (fir stands) and predator avoidance (alpine tundra). We here went a step further by demonstrating that considering linear disturbances could greatly improve our understanding of how Gaspésie caribou select its habitat. These results once again underline the sensitivity of *Rangifer* species to anthropogenic disturbances (e.g. Nellemann et al., 2000, 2001; Dyer et al., 2001; Seip et al., 2007; Leblond et al., 2011; Polfus et al., 2011, Fortin et al., 2013).

Paved and gravel roads as well as hiking and back-country skiing trails, which facilitate human and predator access within the caribou range, were all avoided by caribou on a yearly basis (except for trails in the snow-free period that were as used as available). *Rangifer* species are known to avoid such linear structures (Nellemann et al., 2000, 2001; Leblond et al., 2011; Polfus et al., 2011) which are associated to a perceived risk of predation (Frid and Dill, 2002). For example, use of linear structures

by humans was often found to initiate an important diversity of behavioural responses in caribou, from increased vigilance (Murphy and Curatolo 1987; Dumont, 1993; Duchesne et al., 2000) to flight towards suboptimal habitats (Dumont, 1993; Seip et al., 2007). Higher predation risk close to linear structures was also demonstrated through their preferential use by predators (James and Stuart-Smith, 2000; Kolbe et al., 2007) and the higher encounter rates between wolves and caribou near roads and trails (Whittington et al., 2011). For example, James and Stuart-Smith (2000) demonstrated that caribou killed by wolves were found closer to linear structures than expected, and that kill sites were also closer than caribou locations obtained before the predation event.

Caribou were found to avoid hiking trails during winter. In addition to disturbance induced by snowshoers and back-country skiers, we consider that such behaviour can result from the periodic use of snowmobiles in or along hiking trails. Indeed, snowmobiles are periodically used within the limits of the Gaspésie National Park to ensure luggage transportation and maintenance of the mountain refuges and cabins that are accessible for overnight stay. Previous studies demonstrated that snowmobiling within reindeer (Nellemann et al., 2000) and caribou (Seip et al., 2007) ranges triggers animal displacement from suitable habitat toward suboptimal habitats where predation risk could be greater. Moreover, we believe that snowmobile trails could establish links between valley bottoms and predation refuges that are at higher elevation and consequently ease coyote movements in deep and soft snow areas (Kolbe et al., 2007) that usually hamper their mobility and confine them within low-lying sectors (Thibault and Ouellet, 2005).

In our study area, we suspect that the important linear structure network could limit the capacity of Gaspésie caribou to isolate themselves from roads and trails influence, as suggested by Vistnes et al. (2008) for reindeer and by Leblond et al. (2011) for forest-dwelling caribou. Without any suitable alternative, namely large areas exempt from linear structures, caribou appear to be forced to use and tolerate a given amount of human-induced disturbances (Gill et al., 2001), no matter the consequences on other facets of caribou ecology. Considering that predation is often identified as the main limiting factor for caribou (McLoughlin et al., 2003; Festa-Bianchet et al., 2011)

and that human encounters can be associated to an increased predation risk (Frid and Dill, 2002), we interpret the intensive use of alpine tundra and subalpine stands of mature fir as a possible consequence of habitat selection patterns oriented in limiting the influence of human-induced disturbances, as these habitat types were found to support the lower densities of linear structures. Such a behavioural response supports findings from Vistnes et al. (2008) who noticed that reindeer concentrate themselves in habitats where human infrastructure densities were the lowest.

Unexpectedly, we did not find any negative impact of hiking trails during the snow-free period, i.e. when an important number of hikers converged to the high plateaus of subalpine forests and alpine tundra, where caribou are majorily found. This result appears in opposition with past studies conducted in the Gaspésie National Park (Dumont, 1993) and throughout the species range (e.g., Murphy and Curatolo, 1987; Duchesne et al., 2000). Indeed, using scan sampling instead of VHF telemetry snapshots, Dumont (1993) demonstrated that hikers frequenting the summits of the Gaspésie National Park in summer displaced cows and calves from alpine tundra to subalpine forests where predation risk for calves was higher. Moreover, he noted that the number of hikers had no impact on caribou behaviour. He also observed that caribou spent more time vigilant in the presence of hikers, mostly at the expense of time spent resting and foraging, a response corroborated by Duchesne et al. (2000) in winter for the isolated, reintroduced caribou herd of Charlevoix. We believe that the long interval between two consecutive relocations ( $\geq 2$  weeks) could limit our capacity to detect behavioural responses at a fine temporal scale as done by Dumont (1993) during a season where human-induced disturbances related to recreotourism are intense. In addition, we suggest that caribou response to trails during the snow-free period could be noticeable at a finest biological scale (sensu Johnson and St-Laurent, 2011). For example, Renaud (2012) recently demonstrated that chronic stress level, measured via cortisol concentration in caribou hairs, was higher when human-induced disturbances were more abundant within individual home ranges, underlining how disturbances could trigger responses at finer scales.

***Roads and trails lead to functional habitat loss***

As predicted, caribou avoidance of roads and trails was not limited to the infrastructure by itself but stretched over adjacent habitats (Seip et al., 2007; Leblond et al., 2011; Fortin et al., 2013), suggesting that roads and trails found within a National Park could induce a functional loss of suitable habitat, a situation already observed for some large mammals when facing anthropogenic linear corridors (Dyer et al., 2001; Polfus et al., 2011). Such a response is often explained by an intensive use of linear structures by humans (Dyer et al., 2001), leading to a higher degree of disturbance that can be perceived as a higher risk of predation by prey species (Frid and Dill, 2002) which tend to segregate themselves from these structures, no matter the habitat quality in the surrounding (James and Stuart-Smith, 2000; Whittington et al., 2011). Similar findings were observed on other populations of caribou (Leblond et al., 2011) and reindeer (Nellemann et al., 2000, 2001), suggesting that road avoidance could sometime reach up to 5 km. We here went a step further by quantifying the importance of the functional habitat loss, allowing us to establish a link between the density of roads and trails and the amplitude of the functional loss of suitable habitat. Indeed, habitat types that were avoided by caribou (i.e. 'Regenerating stands' and 'Other forest stands') also presented the highest densities of linear structures. According to Dyer et al. (2002), our results suggest that the presence of linear structures within unsuitable habitats could have had a cumulative, negative influence on behaviour. Curatolo and Murphy (1986) reached similar findings when studying the synergistic impacts of roads and pipelines on caribou movements in Alaska.

Mapping the relative probability of occurrence while considering the influence of linear structures highlight that an impressive amount of habitat is functionally lost because of roads and trails influence on habitat selection. Moreover, high densities of roads and trails could act as barriers to movement in the valleys, possibly fragmenting the Gaspésie caribou population into three distinct subpopulations. Indeed, many studies previously suggested that linear anthropogenic corridors could act as semi-permeable barriers limiting caribou movements (Dyer et al., 2002). We suspect such a phenomenon to take place in the Gaspésie National Park, as no collared caribou was found to travel between the three most important summits (namely Mounts Logan, Jacques-Cartier and Albert) during the telemetry survey. Although our VHF telemetry

survey, based on a ~2-weeks interval between relocation, does not guarantee that no exchanges between the 3 subpopulations occurred, we argue that such exchanges are at least very rare. Consequently, we believe that we should manage this caribou population like three smaller subpopulations which are probably less resilient to disturbances and more prone to Allee effects and extinction.

By confining caribou to the summits and limiting their anti-predator strategy of spatial segregation from predators (Stuart-Smith et al., 1997; Fortin et al., 2013) via an ease of movements for coyotes and bears, human-induced disturbances, especially roads and trails, could jeopardize the conservation of a caribou population, even in a National Park. Such paradoxical situation was already noticed in Banff National Park, where an increased predation pressure weakened a caribou population, made it more sensitive to stochastic events and, ultimately, drove it to extinction (Hebblewhite, 2010). Remaining at higher density locally could also lead to an overexploitation of forage (Nellemann et al., 2000) and ultimately impact population dynamics (Johnson and St-Laurent, 2011).

## **MANAGEMENT IMPLICATIONS**

We demonstrated that roads and trails found in a National Park could have detrimental impacts on habitat selection patterns exhibited by caribou and could induce an impressive level of functional habitat loss, even if the habitat occupied by the Gaspésie caribou is by far less impacted by anthropogenic disturbances than what is observed throughout the species distribution range. Besides removing and restoring roads and trails that are unessential in the herd's range (Nellemann et al., 2010), we recommend that no new linear infrastructure should be built within the Gaspésie caribou habitat, especially in the National Park. Our results also highlight the necessity to manage caribou populations which inhabits protected areas by taking into account the landscape matrix in which they are embedded. Finally, determining precisely the level of exchanges between the three subpopulations would help orienting our conservation efforts in order to prevent the extinction of the Gaspésie caribou, one of the 12 designatable units known as irreplaceable components of Canada's biodiversity.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

Many thanks to M. Fast, L. Sirois and J. Mainguy for providing useful comments on an earlier version of this manuscript, and A. Caron for his assistance with statistical and GIS analyses. Thanks to J.-P. Ouellet (UQAR) and R. Courtois (MRNF) for providing access to the telemetry data. Data acquisition was initially supported by the Ministère des Ressources naturelles, the Société de la faune et des parcs du Québec, the Société des établissements de plein air du Québec, the Université du Québec à Rimouski, the Fondation de la Faune du Québec, the Fondation Héritage Faune, and Habitat Faunique Canada. This project was funded by the Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, the Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC Discovery Grant to M.-H. St-Laurent).

## REFERENCES

- Boisjoly, D., Ouellet, J.-P., Courtois, R., 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *Journal of Wildlife Management* 74, 3-11.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E., Schmiegelow, F.K.A., 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157, 281-300.
- Briand, Y., Ouellet, J.-P., Dussault, C., St-Laurent, M.-H., 2009. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest : Empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. *Ecoscience* 16, 330-340.
- Carpenter, J., Aldridge, C., Boyce, M.S., 2010. Sage-Grouse habitat selection during winter in Alberta. *Journal of Wildlife Management* 74, 1806-1814.
- COSEWIC, 2011. COSEWIC Designatable Units for Caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 88 pp.

- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Gingras, A., Dussault, C., Breton, L., Maltais, J., 2003. Historical changes and current distribution of caribou *Rangifer tarandus*, in Quebec. *Canadian Field-Naturalist* 117, 399-414.
- 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, 227-235.
- Curatolo, J.A., Murphy, S.M., 1986. The effects of pipelines, roads and traffic on the movement of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field-Naturalist* 100, 218-224.
- 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, 353-362.
- Duchesne, M., Côté, S.D., Barrette, C., 2000. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation* 96, 311-317.
- Dumont, A., 1993. Impact des randonneurs sur les caribous (*Rangifer tarandus caribou*) du parc de conservation de la Gaspésie, Master thesis, Laval University, Quebec, 80pp.
- 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, 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, 839-845.
- Environment Canada, 2013. « <http://www.ec.gc.ca/Nature/default.asp?lang=Fr&n=FB5A4CA8-1> », site consulté le 14 Août 2013.
- 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, 419-434.

- Fortin, D., Buono, P.L., Fortin, A., Courbin, N., Gingras, C.T., Moorcroft, P.R., Courtois, R., Dussault, C., 2013. Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features. *American Naturalist* 181, 827-836.
- Frid, A., Dill, L.M., 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6, 11-26.
- Gill, J.A., Norris, K., Sutherland, W.J., 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97, 265-268.
- Hebblewhite, M., White, C., Musiani, M., 2010. Revisiting Extinction in National Parks: Mountain Caribou in Banff. *Conservation Biology* 24, 341-344.
- 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 & Management* 257, 636-643.
- Holt, R.D., 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12, 197-229.
- James, A.R.C., Stuart-Smith, A.K., 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management* 64, 154-159.
- Johnson, J.B., Omland, K.S., 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 101-108.
- Johnson, C.J., St-Laurent M.-H., 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife, in: Naugle, D.E., (Ed.), *Energy Development and Wildlife Conservation in Western North America*. Island Press, Washington, pp. 23-54.
- Johnson, C.J., Seip, D.R., Boyce, M.S., 2004. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 41, 238-251.

- Kerr, J.T., Currie, D.J., 1995. Effects of human activity on global extinction risk. *Conservation Biology* 9, 1528-1538.
- Kolbe, J.A., Squires, J.R., Pletscher, D.H., Ruggiero, L.F., 2007. The effect of snowmobile trails on coyote movements within lynx home ranges. *Journal of Wildlife Management* 71, 1409-1418.
- Laliberte, A.S., Ripple, W.J., 2004. Range contractions of North American carnivores and ungulates. *BioScience* 54, 123-138.
- Lamoureux, J., Pelletier, A., Bélanger, M., Larocque, C., 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans les réserves fauniques de Matane et Dunière à l'hiver 2007. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'Aménagement de la Faune du Bas-St-Laurent, Rimouski, Québec, Canada, 30 pp.
- 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, 1433-1446.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L., Erickson, W.P., 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Analysis and Design for Field Studies*, second ed. Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts, USA.
- McLoughlin, P.D., Dzus, E., Wynes, B., Boutin, S., 2003. Declines in populations of woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 67, 755-761.
- Moisan, G., 1957. Le caribou de Gaspé III : analyse de la population et plan d'aménagement. *Naturaliste Canadien*. 84, 5-27.
- 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, 1174-1184.

- Mosnier, A., Boisjoly, D., Courtois, R., Ouellet, J.-P., 2008a. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *Journal of Wildlife Management* 72, 483-491.
- Mosnier, A., Ouellet, J.-P., Courtois, R., 2008b. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience* 15, 485-497.
- 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, 2483-2490.
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O.G., Strand, O., 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic* 53, 9-17.
- Nellemann, C., Vistnes, I.I., Jordhøy, P., Strand, O., 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101, 351-360.
- Nellemann, C., Vistnes, I.I., Jordhøy, P., Støen, O.G., Kaltenborn, B.P., Hanssen, F., Helgesen, R., 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology* 18, 873–881.
- Neter, J., Kutner, M. H., Nachtsheim, C.J., Wasserman, W., 1996. *Applied Linear Statistical Models*, fourth ed. Irwin, Chicago, Illinois, USA.
- 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, 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, 2637-2646.
- Racey, G.D., Arsenault, A.A., 2007. In search of a critical habitat concept for woodland caribou, boreal population. *Rangifer Special Issue* 17, 29-37.

- Renaud, L.-A., 2012. Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier. Master thesis, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 97 pp.
- Rettie, W.J., McLoughlin, P.D., 1999. Overcoming radiotelemetry bias in habitat-selection studies. *Canadian Journal of Zoology* 77, 1175-1184.
- Seip, D.R., Johnson, C.J., Watts, G.S., 2007. Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles. *Journal of Wildlife Management* 71, 1539-1544.
- 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, 6-14.
- Stone, I., Ouellet, J.-P., Sirois, L., Arseneau, M.-J., St-Laurent, M.-H., 2008. *Forest Ecology & Management* 255, 2733-2742.
- Stuart-Smith, A.K., Bradshaw, C.J.A., Boutin, S., Hebert, D.M., Rippin, A.B., 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in Northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61, 622-633.
- Thibault, I., Ouellet, J.-P., 2005. Hunting behavior of eastern coyotes in relation to vegetation cover, snow conditions, and hare distribution. *Ecoscience* 12, 466-475.
- Vistnes, I.I., Nellemann, C., Jordhøy, P., Støen, O.G., 2008. Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress. *Polar Biology* 31, 1307-1317.
- Vors, L.S., Boyce, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15, 2626-2633.
- Whittington, J., Hebblewhite, M., DeCesare, N.J., Neufeld, L., Bradley, M., Wilmschurst, J., Musiani, M., 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48, 1535-1542.

**Table 1.** Description and availability of the habitat categories used to model habitat selection by Gaspésie caribou (Gaspésie National Park, Québec, Canada) between 1998 and 2001.

<b>Variables (% of availability)</b>	<b>Description</b>
<i><b>Habitat</b></i>	
Alpine tundra (9.6 %)	Barren areas exempt of trees but covered by alpine and krummholz vegetation; found essentially at high elevation
Mature fir stands (49.8 %)	Stands dominated by balsam fir > 50 years-old
Other forest stands (24.7 %)	All other forest stands or natural attribute that were less used than available according to Mosnier et al. (2003), i.e.: Mixed forest stands, fir, Spruce stands, Deciduous stands and Forest stands < 50 years-old, Water bodies.
<i><b>Disturbed habitat</b></i>	
Regenerating stands (15.9 %)	Clearcuts < 30 years-old with regenerating trees
<i><b>Linear anthropogenic structures</b></i>	
Paved roads (0.1 km/km <sup>2</sup> )	Main roads used daily by motorized vehicles
Gravel roads (1.1 km/km <sup>2</sup> )	Gravel roads created majorly for forestry activities and of infrequent use by vehicles (used for snowmobile activities during the snow period)
Trails (0.2 km/km <sup>2</sup> )	Trails used by hikers and skiers during winter and by hikers during the snow-free period

**Table 2.** Candidate models used to describe the potential impacts of anthropogenic disturbances on habitat selection by caribou in the Gaspésie National Park (Québec, Canada) between 1998 and 2001 and results of the model selection by period. Candidate models  $i$  are ranked according to the Bayesian Information Criterion (BIC). We only showed  $K_i$  (Number of parameters of model  $i$ ),  $\Delta$ BIC (Difference in BIC compared to the most parsimonious model) and LL (Log-Likelihood).

Candidate model	Snow-free period			Winter period	
	$n = 569$			$n = 548$	
	$K_i$	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL
1.Habitat + Disturbed habitat + Paved roads + Gravel roads + Trails	7	0	-601.45	0	-571.14
2.Habitat + Paved roads + Gravel roads + Trails + Habitat*(Gravel roads + Trails)	10	24.47	-603.12	17.62	-566.04
3.Complete model	13	37.07	-595.35	14.95	-554.12
4.Habitat	3	90.22	-660.63	115.36	-639.95
5.Habitat + Disturbed habitat	4	93.35	-658.67	82.85	-623.07
6.Habitat + Disturbed habitat + Habitat*Disturbed habitat	6	98.16	-654.04	91.87	-620.15

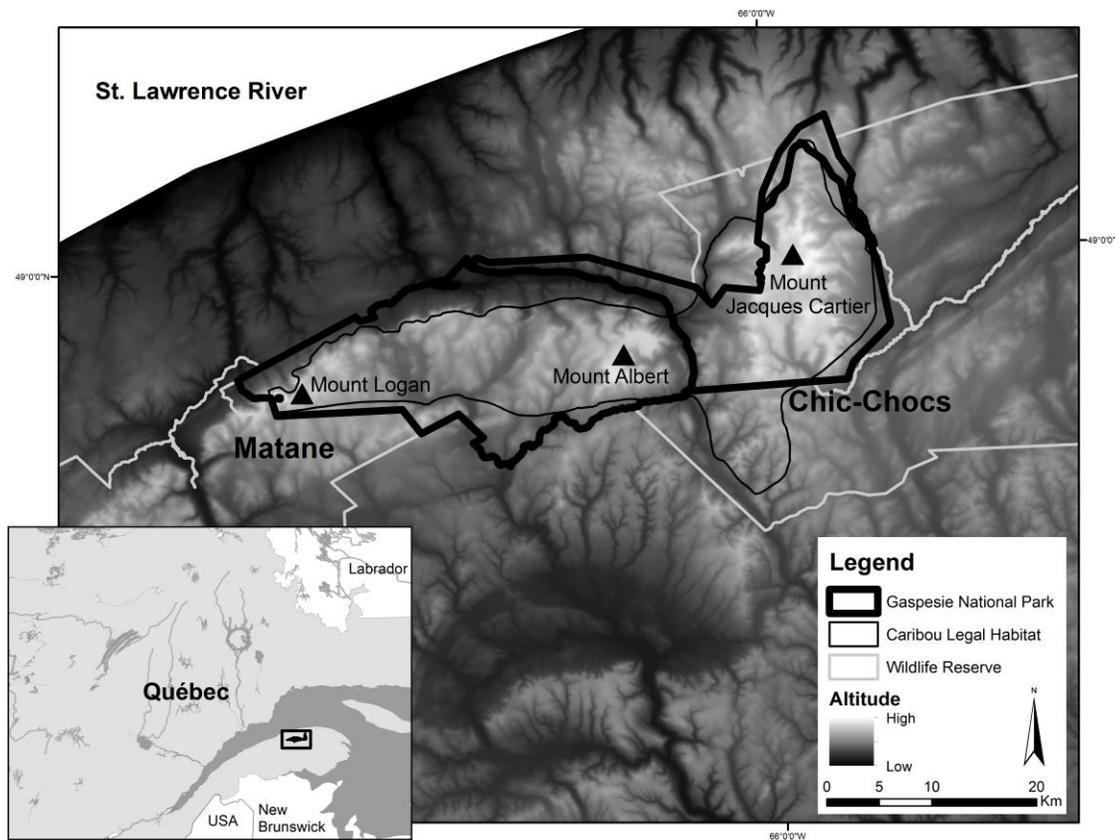
**Table 3.** Results of the most parsimonious candidate models explaining the impacts of anthropogenic disturbances on habitat selection by caribou in the Gaspésie National Park (Québec, Canada) between 1998 and 2001. Parameter estimates ( $\beta$ ) and 95 % confidence interval (95 % CI; lower : upper) are shown (coefficients for which 95 % CI did not include 0 are indicated in bold and are considered to have a significant influence on habitat selection). Spearman  $r_s$  refers to the average Spearman rank coefficient of the k-fold cross validation.

Variables	Snow-free period ( $n = 569$ )		Winter period ( $n = 548$ )	
	$\beta$	95 % CI	$\beta$	95 % CI
<i>Habitat</i>				
Alpine tundra	<b>2.108</b>	<b>[1.653 : 2.581]</b>	<b>1.264</b>	<b>[0.840 : 1.693]</b>
Mature fir stands	<b>0.523</b>	<b>[0.091 : 0.971]</b>	-0.341	[-0.768 : 0.088]
<i>Disturbed habitat</i>				
Regenerating stands	<b>1.054</b>	<b>[0.429 : 1.684]</b>	0.059	[-0.580 : 0.686]
<i>Linear anthropogenic structures</i>				
Minimum distance to a paved road <sup>a</sup>	<b>8.420</b>	<b>[5.536 : 11.739]</b>	<b>4.806</b>	<b>[2.565 : 7.465]</b>
Density of gravel roads	<b>-0.048</b>	<b>[-0.067 : -0.030]</b>	<b>-0.122</b>	<b>[-0.153 : -0.094]</b>
Density of trails	0.019	[-0.015 : 0.053]	<b>-0.054</b>	<b>[-0.090 : -0.019]</b>
Spearman $r_s$ ( $\pm$ SD)	0.94 $\pm$ 0.03		0.95 $\pm$ 0.03	

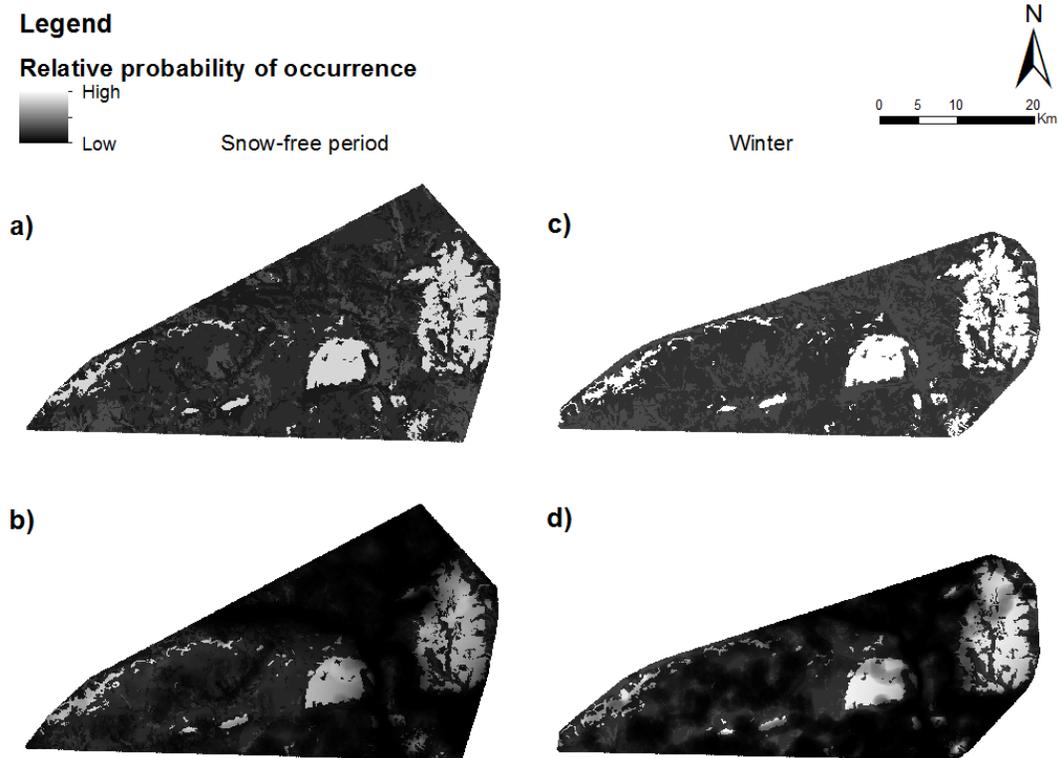
<sup>a</sup> A positive coefficient means that the relative probability of occurrence increases when moving away from a paved road.

**Table 4.** Mean fluctuations ( $\pm$  SD) in relative probability of occurrence calculated at the pixel level (75 m x 75 m) obtained from the most parsimonious model when considering or not the presence of linear disturbances (i.e. paved roads, gravel roads and trails). Mean fluctuations are also presented as a proportion of change in relative probability of occurrence, referring in this case to varying intensities of functional habitat loss induced by linear features.

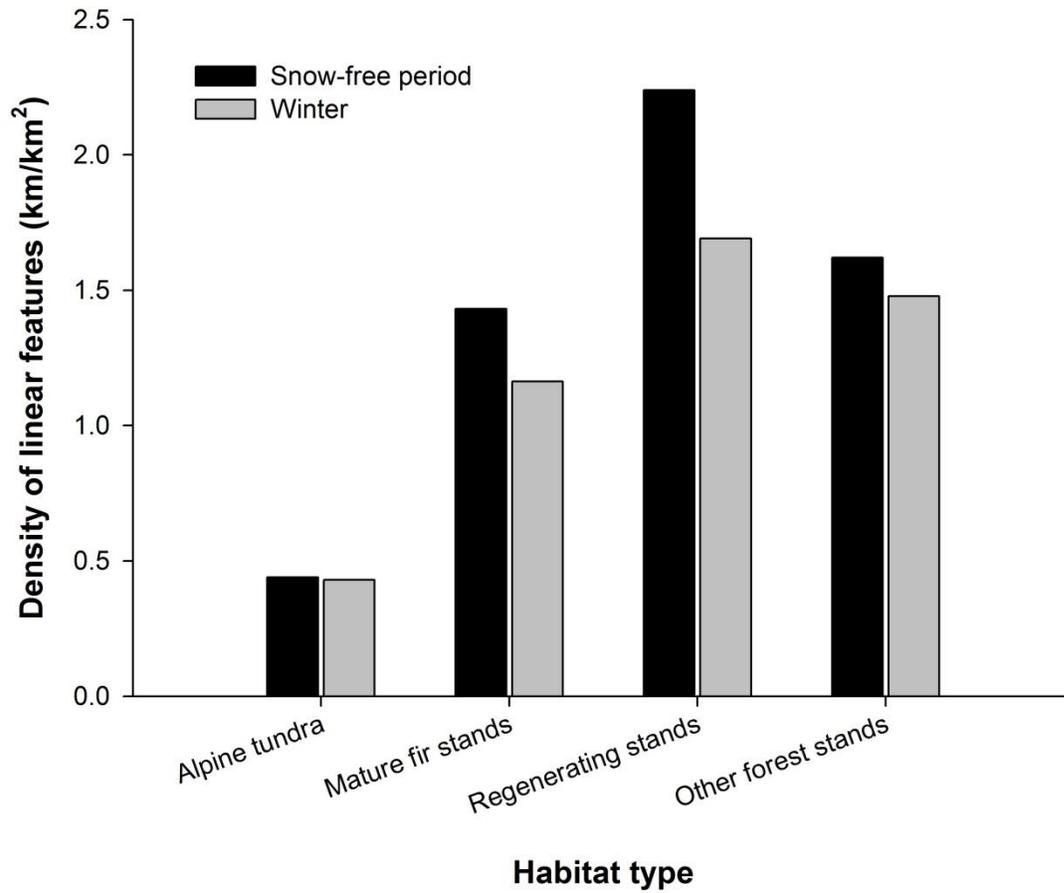
Habitat type	Mean fluctuation in relative probability of occurrence at the pixel level					
	Snow-free period			Winter period		
	Mean	SD	%	Mean	SD	%
Alpine tundra	-0.330	0.197	-32.98	-0.387	0.252	-38.66
Mature fir stands	-0.095	0.057	-36.58	-0.125	0.062	-62.10
Regenerating stands	-0.210	0.075	-54.91	-0.230	0.071	-76.81
Other forest stands	-0.067	0.029	-43.60	-0.199	0.081	-70.48



**Figure 1.** Location of the study area in Québec's province and Gaspé Peninsula (black rectangle in the left insert) and digital elevation model (DEM) with a 20-m resolution showing the topography, the boundaries of the Gaspésie National Park, Chic-Chocs Wildlife Reserve and Matane Wildlife Reserve as well as the caribou legal habitat (provincial equivalent of the federal critical habitat) and the three principal summits.



**Figure 2.** Maps showing relative probability of caribou occurrence during the snow-free period (left panels) and the winter period (right panels), following two scenarios based on the most parsimonious model, i.e. when considering (lower panels) or not (upper panels) the presence of linear disturbances (i.e. paved roads, gravel roads and trails). A 75 x 75-m pixel getting darker means that the relative probability of caribou occurrence decrease in presence of linear features, suggesting that roads and trails induced functional habitat loss for caribou in all the four habitat types.



**Figure 3.** Density of linear features (all types confounded) within the four habitat types considered : Alpine tundra, Mature fir forests, Regenerating stands and Other forest stands as calculated in the study area (i.e. the 100 % MCP drawn from caribou locations during the winter and the snow-free periods).

**CHAPITRE 2**

**RÉPONSES FONCTIONNELLES DE PRÉDATEURS GÉNÉRALISTES AUX  
STRUCTURES LINÉAIRES : IMPLICATIONS POUR UNE HARDE MENACÉE  
DE CARIBOU**

Cet article sera soumis à l'automne 2013 pour publication dans un journal  
scientifique avec comité de révision par les pairs

**2.1 RÉSUMÉ EN FRANÇAIS DU DEUXIÈME ARTICLE**

L'exploitation des ressources naturelles en forêt boréale a conduit à la construction d'un vaste réseau de voies d'accès qui n'est pas sans conséquence pour la biodiversité. En raison de la taille importante de leurs domaines vitaux, l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*) sont deux espèces de prédateurs généralistes particulièrement exposées à ces structures linéaires. Notre objectif était de déterminer l'influence des routes et des chemins forestiers sur la répartition spatiale de ces deux espèces en Gaspésie (Québec, Canada). En raison de défaillance technique des colliers GPS, nous n'avons pu retenir que 16 ours et 14 coyotes suivis entre 2002 et 2004 parmi les 24 ours et 23 coyotes munis de colliers GPS. À l'aide de fonction de sélection de ressource nous avons caractérisé la sélection d'habitat de ces deux espèces pour différentes périodes biologiques en s'attardant aux réponses fonctionnelles exprimées face aux structures linéaires. La présence des routes et chemins au sein de chaque modèle retenu pour toutes les périodes biologiques de l'ours et pour deux des cinq périodes biologiques du coyote souligne le rôle important de ces structures dans le processus de sélection d'habitat. Selon les périodes, les réponses des ours et des coyotes face aux chemins forestiers variaient en fonction de la

densité locale de chemins, du type d'habitat considéré et de l'altitude, tandis que la réponse face aux routes de fort calibre variait surtout en fonction de l'altitude et de la distance à celles-ci. Les ours et les coyotes utilisaient probablement les structures linéaires pour se déplacer plus facilement et pour profiter des ressources alimentaires qui se développent à proximité. Les ours évitaient quant à eux les milieux les plus accessibles à l'homme, soit ceux situés à faible altitude et avec une densité élevée de chemins, probablement en raison de l'augmentation potentielle du risque de mortalité par la chasse que représente ce type de structures. L'utilisation de ces structures par les prédateurs implique un risque de prédation accru sur les caribous à proximité des routes et des chemins forestiers. Nous recommandons de ne pas développer de nouvelles structures d'accès et de reboiser certaines qui sont existantes au sein de l'aire de répartition de la harde menacée de caribou de la Gaspésie.

William Gaudry<sup>1</sup>, Dominic Boisjoly<sup>2</sup>, Arnaud Mosnier<sup>1</sup> & Martin-Hugues St-Laurent<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Département de Biologie, Chimie et Géographie, Groupe de recherche BORÉAS & Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1, [william.gaudry@uqar.ca](mailto:william.gaudry@uqar.ca), [arnaud.mosnier@uqar.ca](mailto:arnaud.mosnier@uqar.ca) [martin-hugues\\_st-laurent@uqar.ca](mailto:martin-hugues_st-laurent@uqar.ca).

<sup>2</sup>Ministère du Développement Durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 675, boul. René-Lévesque Est, 4e étage Québec (Québec) G1R 5V7, [dominic.boisjoly@mddep.gouv.qc.ca](mailto:dominic.boisjoly@mddep.gouv.qc.ca).

\* *Corresponding author*: Martin-Hugues St-Laurent, Département de Biologie, de Chimie et de Géographie, Groupe de recherche BORÉAS & Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300 Allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1. Phone: (418) 723-1986 ext. 1538, Fax: (418) 724-1849, E-mail: [martin-hugues\\_st-laurent@uqar.ca](mailto:martin-hugues_st-laurent@uqar.ca)

## INTRODUCTION

Le développement des activités anthropiques est souvent associé à la présence d'un réseau de structures routières conçues pour favoriser l'accès et l'exploitation des territoires (Forman et Alexander, 1998 ; Trombulak et Frissell, 2000 ; Forman *et al.*, 2003). Ce réseau est si dense qu'au tournant du 21<sup>e</sup> siècle, nous comptabilisons jusqu'à 13 millions de kilomètres de routes et de chemins en Amérique du Nord (Trombulak et Frissell, 2000). Ces profondes modifications du paysage ont conduit à la naissance de l'écologie routière, une discipline ayant pour objectif de comprendre l'effet des routes et des chemins sur la biodiversité (Forman *et al.*, 2003). La perte d'habitat, la fragmentation des populations animales, les mortalités liées au trafic, sont autant de conséquences néfastes rapportées dans les études portant sur l'effet des routes sur la faune (Trombulak et Frissell, 2000 ; Forman *et al.*, 2003 ; Jaeger *et al.*, 2005). Bien que la plupart des espèces soient affectées négativement par les routes, certaines d'entre elles peuvent parfois retirer des bénéfices de la présence de telles infrastructures (Meunier *et al.*, 2000 ; Leblond *et al.*, 2007). En effet, les caractéristiques de l'habitat à proximité d'une route peuvent favoriser les mouvements d'espèces comme le coyote (Thurber *et al.*, 1992 ; Kolbe *et al.*, 2007) ou encore le loup (Lesmerises *et al.*, 2012) et servir de corridor de déplacement pour la dispersion de certaines autres dans des territoires où elles étaient auparavant absentes (Crête et Larivière, 2003 ; Forman *et al.*, 2003).

La plupart des espèces très mobiles et présentant un grand domaine vital comme l'ours ou le coyote (ours : Mosnier *et al.*, 2008a, b ; coyote : Boisjoly *et al.*, 2010) sont davantage contraintes de composer avec la présence de routes (Forman *et al.*, 2003 ; Fahrig et Rytwinski, 2009). Les conséquences de la présence de routes sur ces espèces sont donc dépendantes de leurs capacités à adapter leur comportement en fonction de telles perturbations (Fahrig et Rytwinski, 2009). Les routes sont reconnues pour avoir une influence notable sur le comportement de l'ours noir et sur la qualité de son habitat (Brody et Pelton, 1989 ; Mitchell et Powell, 2003). Lorsque les routes, ou plus précisément leurs emprises, sont utilisées comme corridors de déplacement ou comme sites d'alimentation,

elles peuvent alors avoir un effet positif sur sa survie et sa reproduction (Reynolds-Hogland et Mitchell, 2007). En contrepartie, les routes affectent négativement le taux de survie de l'ours en augmentant le risque de collision avec un véhicule et en facilitant l'accès des chasseurs et des braconniers au sein d'habitats autrefois difficiles d'accès, permettant ainsi l'exploitation de ces populations (McLellan et Shackleton, 1988 ; Brody et Pelton, 1989 ; Reynolds-Hogland et Mitchell, 2007). Il en va de même pour le coyote qui est capable de tirer profit de ces structures lorsqu'elles ont une fonction de corridor (Thurber *et al.*, 1992 ; Crête et Larivière, 2003 ; Kolbe *et al.*, 2007). Cependant, bien que facilitant les déplacements, les routes sont à l'origine de nombreuses mortalités par collision avec des véhicules (Forman et Alexander, 1998).

Au Québec et plus spécifiquement dans la péninsule gaspésienne, les activités d'exploitation des ressources naturelles ont contribué à transformer la structure et la composition des forêts (Varady-Szabo et Côté, 2010a, b) tout en développant un vaste réseau de routes et de chemins. Le parc national de la Gaspésie, situé au cœur de la péninsule, constitue en quelque sorte un refuge important pour une population relique de caribous qui est représentative des hardes peuplant autrefois le sud du fleuve Saint-Laurent, les Maritimes et la Nouvelle-Angleterre (Ouellet *et al.*, 1996). En dépit des mesures de conservation mises en place depuis près de 30 ans, les effectifs de caribou continuent de décroître et ont atteint un seuil historiquement bas en 2011 (Lalonde et Michaud, 2013). La faible proportion de faons au sein de la population, due à la pression de prédation trop importante exercée par l'ours et le coyote (Crête et Desrosiers, 1995) a été identifiée comme l'une des principales causes du déclin de cette population lors des trois dernières décennies (St-Laurent *et al.*, 2009). Considérant l'impact de l'ours et du coyote sur la dynamique de la population de caribou de la Gaspésie, plusieurs études ont été réalisées afin de décrire les patrons d'utilisation de l'espace et de sélection d'habitat du caribou (Ouellet *et al.*, 1996 ; Mosnier *et al.*, 2003 ; Gaudry et St-Laurent, chapitre 1 de la présente thèse de maîtrise), du coyote (Boisjoly *et al.*, 2010) et de l'ours (Boileau *et al.*, 1994 ; Mosnier *et al.*, 2008a). Ces études ont mis en évidence l'importance des habitats situés à proximité des sommets qui sont particulièrement utilisés par le caribou, tels que la toundra

alpine et les forêts résineuses matures (Ouellet *et al.*, 1996 ; Mosnier *et al.*, 2003). En fréquentant les habitats situés en altitude, les caribous semblent se séparer spatialement des prédateurs (Ouellet *et al.*, 1996) qui fréquentent davantage les habitats perturbés situés à plus faible altitude (Boileau *et al.*, 1994 ; Mosnier *et al.*, 2008a ; Boisjoly *et al.*, 2010). Cependant, aucune de ces études ne s'est intéressée à l'effet combiné de l'ensemble des structures linéaires (routes et chemins) qui, en synergie avec les coupes forestières, peuvent potentiellement influencer la répartition spatiale de l'ours et du coyote (coyote : Crête et Larivière, 2003 ; Kolbe *et al.*, 2007 ; ours : Brody et Pelton, 1989 ; Hellgren *et al.*, 1991 ; Mitchell et Powell, 2003).

Notre objectif est donc de définir l'influence des structures linéaires sur la sélection d'habitat de ces deux prédateurs généralistes en profitant des bases de données télémétriques utilisées pour l'ours (Mosnier *et al.*, 2008a b) et pour le coyote (Boisjoly *et al.* 2010) en Gaspésie. Comme l'ont démontré Mosnier *et al.* (2008a) ainsi que Boisjoly *et al.* (2010), les habitats en régénération sont fortement sélectionnés en raison de l'abondance de ressources alimentaires qu'ils contiennent. Afin de contrôler l'effet des différents types de couvert sur la sélection d'habitat de ces deux espèces, nous avons donc inclus ces variables dans nos analyses. Concernant précisément les structures linéaires, nous émettons l'hypothèse qu'elles influencent la répartition spatiale de l'ours et du coyote et que leur influence sera fonction du contexte environnemental. Plus précisément, nous prédisons 1) que les structures linéaires seront sélectionnées tout au long de l'année puisqu'elles facilitent potentiellement les déplacements, 2) que conséquemment le niveau de sélection d'un habitat variera en fonction de la présence de structures linéaires et également 3) que la réponse de l'ours et du coyote à l'altitude variera en fonction de la présence de structures linéaires.

## MÉTHODES

### Aire d'étude

L'aire d'étude s'étendait sur 4 043 km<sup>2</sup>, circonscrite par un polygone regroupant les domaines vitaux des ours et des coyotes suivis par télémétrie. Ce territoire est dominé par le massif des Chic-Chocs qui comprend plusieurs sommets d'altitude supérieure à 1000 m (Figure 1). Le climat y est froid et humide en raison de sa proximité avec le fleuve Saint-Laurent et les précipitations annuelles sont les plus importantes enregistrées au Québec avec plus de 1600 mm, dont 60 % tombent sous forme de neige (Environnement Canada, 2011). La température moyenne annuelle variait en fonction de l'altitude, de +2,1 °C dans les vallées à -4 °C sur les sommets. Le couvert forestier est principalement composé de sapin baumier (*Abies balsamea*) et de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) en basse altitude (entre 100 et 900 m), et d'épinette blanche (*Picea glauca*) et de sapin entre 900 et 1050 m. Au-delà de cette altitude, la toundra alpine est principalement composée de quelques rares épinettes, de graminées, de mousses et de lichens.

Bien que l'exploitation forestière ait cessé dans les limites du parc en 1982, elle perdure en périphérie du parc, notamment dans les réserves fauniques de Matane, Dunière et des Chic-Chocs. Ainsi, la proportion de peuplements en régénération de moins de 20 ans avoisinant le parc était très élevée au moment de l'étude (33,7 %, 40,8 % et 53,9 % de la surface totale des réserves fauniques de Matane, Dunière et Chic-Chocs respectivement). En plus d'être favorable à l'ours (Mosnier *et al.*, 2008a) et au coyote (Boisjoly *et al.*, 2010), ce type de peuplement est reconnu pour fournir un habitat de qualité pour l'orignal qui est d'ailleurs présent en très forte densité en Gaspésie (4-5/km<sup>2</sup> ; Lamoureux *et al.*, 2007).

### Données télémétriques

Nous avons suivi 24 ours et 23 coyotes entre juillet 2002 et novembre 2004 à l'aide de colliers télémétriques GPS (Lotek 2200 [pour l'ours seulement], 3000, 3300 ; Newmarket, ON, Canada) à raison d'une localisation toutes les 4 heures pour les coyotes et une localisation toutes les heures ou toutes les 4 heures pour les ours (pour de plus amples

détails, voir Mosnier *et al.* [2008a] pour la capture d'ours et Boisjoly *et al.* [2010] pour la capture de coyotes et les certificats d'éthique envers les animaux). Les localisations GPS dont la valeur de dilution de la précision (PDOP) était supérieure à 10 ont été retirées de l'analyse en raison de leur imprécision relativement élevée (Dussault *et al.*, 2001). Certains colliers ont connu des défaillances techniques, limitant la taille échantillon à 16 ours et 16 coyotes. De ces 16 coyotes, nous avons retiré les données relatives à deux individus qui ont été identifiés comme des coyotes transitoires. Nous avons considéré les coyotes comme étant transitoires lorsque ces derniers réalisaient des déplacements sur de longues distances (plus de 20 km du centroïde du domaine vital) et avaient un domaine vital avec des limites mal définies (Gese *et al.*, 1988 ; Boisjoly *et al.*, 2010).

L'évolution saisonnière du comportement de sélection d'habitat du coyote (Boisjoly *et al.*, 2010) a été considéré en séparant les données télémétriques en cinq périodes distinctes (accouplement : 1<sup>er</sup> janvier-15 mars ; mise bas : 16 mars-30 avril ; élevage : 1<sup>er</sup> mai-31 juillet ; dispersion et consommation de fruits : 1<sup>er</sup> août-6 septembre [ci-après dispersion-fruits] ; dispersion et consommation d'originaux : 7 septembre-31 décembre [ci-après dispersion-original]) et celles de l'ours en trois périodes (printemps : sortie de tanière-15 juillet ; été : 16 juillet-31 août ; automne : 1<sup>er</sup> septembre-entrée en tanière ; Mosnier *et al.*, 2008a). Puisque l'estimation de l'utilisation et de la disponibilité des ressources devient imprécise en-deçà d'un seuil de 52 localisations par an et par individu (Girard *et al.*, 2006), nous avons conservé uniquement les individus présentant un minimum de 30 localisations réparties de manière homogène pour chaque période de chaque année.

### **Catégories d'habitat**

Mosnier *et al.* (2008a) ainsi que Boisjoly *et al.* (2010) ont démontré pour l'ours et le coyote respectivement que le type et l'âge du couvert dominant influencent le comportement de sélection d'habitat de ces espèces. Notre objectif étant de déterminer l'effet des structures linéaires sur leurs patrons de sélection d'habitat tout en considérant l'effet confondant des types de peuplements forestiers, nous avons catégorisé la carte écoforestière 1 : 20 000 publiée par le Ministère des Ressources naturelles du Québec en

s'appuyant sur la méthodologie adoptée par ces auteurs (Tableau 1). La carte a été mise à jour chaque année afin d'inclure les nouveaux polygones de récolte forestière et les perturbations naturelles. Cette carte offrait une résolution minimale de 4 ha pour les polygones forestiers et de 2 ha pour les polygones non forestiers (e.g. plans d'eau, tourbières). Nous avons également inclus dans nos analyses l'altitude (coyote et ours) et la pente (ours seulement). Les variables topographiques ont été synthétisées à l'aide d'un modèle d'élévation numérique et de pente d'une résolution de 100 m.

L'influence des structures linéaires sur la sélection d'habitat du coyote et de l'ours étant reconnue pour varier selon le type d'utilisation qui en est faite par l'homme (Grinder et Krausman, 2001 ; Reynolds-Hogland et Mitchell, 2007), nous avons distingué les routes ouvertes à la circulation (ci après appelées routes) et les chemins générés par l'exploitation forestière qui ne sont accessibles qu'à pied ou avec des véhicules tout terrain et qui sont principalement utilisés pour le récréotourisme (e.g. randonnée, chasse; ci après appelés chemins).

### **Analyses statistiques**

La sélection d'habitat des deux espèces a été caractérisée à l'aide de fonctions de sélection des ressources (ci-après *RSF* pour *Resource Selection Functions* ; Manly *et al.*, 2002) à l'échelle du domaine vital (3<sup>e</sup> ordre de sélection ; *sensu* Johnson 1980) en comparant les localisations télémétriques (i.e. utilisation des ressources) à autant de points (i.e. disponibilité des ressources) répartis aléatoirement dans le domaine vital de chaque individu. Les domaines vitaux ont été définis par période pour chaque individu par la méthode des polygones convexes minimums à 100 % (ci-après *MCP 100 %* pour *Minimum Convex Polygons* ; Mohr, 1947), permettant d'obtenir le contraste nécessaire à la mise en évidence des patrons de sélection (Leclerc *et al.*, 2012) et de considérer l'ensemble de la surface disponible à chaque individu plutôt que seulement la portion intensivement utilisée du domaine vital. À cet effet, la prédation exercée sur le caribou semble majoritairement avoir lieu lors d'excursions extraterritoriales (Mosnier *et al.*, 2008b) qui ne sont prises en compte que lorsque la totalité des localisations sont conservées (MCP 100 %). Nous avons

utilisé des régressions logistiques mixtes qui considèrent l'individu (et non la localisation) comme unité d'échantillonnage afin d'éviter les problèmes de pseudoréplication associés aux petits intervalles de temps entre deux localisations successives (Otis et White, 1999). Des zones tampons centrées sur chaque localisation et sur chaque point aléatoire ont été générées afin de contextualiser chacun des points (Leblond *et al.*, 2011) et de compenser pour une éventuelle imprécision de la carte éco-forestière et des données télémétriques (Rettie et McLouglin, 1999). Afin d'identifier et de considérer chaque variable à l'échelle spatiale la plus pertinente, nous avons généré des zones tampons de taille croissante avec des intervalles de 100 m afin de couvrir la plage de valeurs comprises entre 100 m et 3500 m. Nous étions confiants de capturer ainsi la réponse comportementale de ces deux espèces de prédateurs puisque plusieurs études suggèrent que la réponse des grands mammifères aux perturbations humaines s'observe rarement au-delà de telles distances (Leblond *et al.*, 2011 ; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer 2011 ; Lesmerises *et al.*, 2013). Nous avons donc calculé la densité de chemins et la proportion de chaque catégorie d'habitat pour toutes les tailles de zone tampon et avons retenu la taille de zone tampon permettant de discriminer l'utilisation de la disponibilité de la manière la plus efficace pour chaque variable à l'aide de la valeur de BIC (critère d'information Bayésien ; Johnson et Omland, 2004 ; Leblond *et al.*, 2011).

Nous n'avons pas pris en compte la densité de routes en raison de leur trop faible représentation dans l'aire d'étude. En contrepartie, nous avons calculé la distance entre chaque localisation (ou point aléatoire) et la route la plus rapprochée. Par la suite, nous avons transformé cette distance selon la formule  $e^{-\alpha/d}$  où  $d$  représente la distance (en m) entre une localisation et la route la plus proche (Carpenter *et al.*, 2010). Nous avons créé un modèle mettant en relation l'utilisation et la disponibilité en fonction de la distance à la route pour différentes valeurs de  $\alpha$  entre 100 et 1000 avec un intervalle de 100 et avons identifié, pour chaque saison, la valeur de  $\alpha$  associée au modèle présentant la plus faible valeur de BIC.

Nous avons construit différents modèles candidats pour chacune des espèces en fonction des hypothèses de recherche établies préalablement (Tableau 2). Le critère d'information d'Akaike favorisant les modèles complexes surtout lorsque la taille d'échantillon est élevée (Boyce *et al.*, 2002), nous avons utilisé le BIC (Johnson et Omland, 2004) pour retenir le modèle le plus parcimonieux (Tableau 3). En effet, le BIC pénalise les modèles complexes en incluant dans son calcul le nombre de paramètres  $k$  et la taille de l'échantillon  $n$  ( $k \cdot \ln(n)$ ; Johnson et Omland, 2004). Afin de respecter les conditions d'application de la régression logistique, nous avons testé la colinéarité entre les variables composant chacun de nos modèles candidats. Pour cela nous avons utilisé la méthode du facteur d'inflation de la variance (VIF) et nous avons retiré toutes les variables ayant une valeur de  $VIF > 10$  (Neter *et al.*, 1996). Enfin, nous avons testé la robustesse de nos meilleurs modèles en utilisant la méthode de validation croisée développée par Boyce *et al.* (2002) et adaptée par Johnson *et al.* (2006).

## RÉSULTATS

Au total, nos modèles s'appuyaient sur le suivi de 12 ours au printemps ( $698 \pm 627$  [écart-type, ci-après ÉT] loc./ind./an), de 17 ours à l'été ( $313 \pm 285$  [ÉT] loc./ind./an) et de 10 ours à l'automne ( $561 \pm 427$  [ÉT] loc./ind./an). Pour le coyote, nous avons pu utiliser les données provenant de 6 coyotes à la période d'accouplement ( $273 \pm 138$  [ÉT] loc./ind./an), de 6 coyotes pour la mise bas ( $166 \pm 57$  [ÉT] loc./ind./an), de 5 coyotes pour la période d'élevage ( $231 \pm 142$  [ÉT] loc./ind./an), de 13 coyotes pour la période de dispersion-fruits ( $95 \pm 57$  [ÉT] loc./ind./an) et de 14 coyotes pour la période de dispersion-orignal ( $264 \pm 156$  [ÉT] loc./ind./an). Les modèles les plus parcimonieux retenus pour chaque période de l'ours incluaient tous des variables de structures linéaires (Tableau 3). Pour le coyote, les modèles retenus comprenaient des termes d'interactions avec des variables d'habitats perturbés par des coupes forestières ou encore avec une combinaison de variables d'habitats perturbés et de structures linéaires (Tableau 3). Dans tous les cas, le modèle le plus parcimonieux retenu pour l'ours et le coyote à chaque période surclassait les modèles qui comprenaient seulement les variables d'habitat et de topographie, soulignant l'importance

de considérer l'effet des termes d'interaction sur la sélection d'habitat. En effet, la présence des termes d'interactions dans les meilleurs modèles démontre que la réponse de l'ours et du coyote face aux structures linéaires varie en fonction du contexte environnemental. De plus, l'exercice de validation croisée souligne que les modèles retenus pour chaque période et chaque espèce performant bien pour prédire la probabilité relative d'occurrence (Tableaux 4a et 4b).

Au printemps, la réponse des ours face aux chemins variait en fonction de la densité locale de chemins et du type d'habitat considéré (Tableau 4a). Lorsque les ours se retrouvaient dans une coupe forestière, la probabilité relative d'occurrence s'avérait plus importante si la densité de chemins était faible (Figure 2a). Au contraire, cette probabilité augmentait dans les perturbations naturelles et la toundra lorsque la densité de chemins augmentait. Par ailleurs, la probabilité d'occurrence relative de l'ours en forêt résineuse mature (i.e. catégorie de référence) était peu influencée par une variation de la densité de chemins forestiers, étant pratiquement toujours très faible. En été, la réponse aux chemins variait quant à elle selon l'altitude (Figure 2a). Ainsi, à une altitude faible et intermédiaire, la probabilité relative d'occurrence de l'ours était plus importante lorsque la densité de chemins était faible alors qu'à altitude élevée, la probabilité relative d'occurrence était relativement stable et ce, indépendamment de la densité de chemins. Enfin, la probabilité d'occurrence de l'ours était plus élevée à proximité d'une route, quelle que soit l'altitude considérée.

Les structures linéaires influençaient la sélection d'habitat du coyote seulement au cours des périodes d'accouplement et de dispersion-fruits (Tableau 4b). Lors de ces deux périodes, la sélection des routes et des chemins variait selon l'altitude, la densité de chemins et la distance à une route (Figure 2b). La probabilité relative d'occurrence du coyote à proximité d'une route était plus élevée à faible altitude mais semblait peu influencée par la route à haute altitude, surtout durant la saison d'accouplement. Enfin, la probabilité relative d'occurrence du coyote était plus élevée lorsque la densité de chemins

augmentait et ce, pour toutes les classes d'altitude durant la période de dispersion-fruits mais seulement aux altitudes faibles et intermédiaires durant la période d'accouplement.

## **DISCUSSION**

Nos résultats montrent que les habitats offrant une plus forte proportion de ressources alimentaires tels que les coupes 6-20 ans (pour le coyote) et les coupes 0-20 ans (pour l'ours) ont été sélectionnés par ces deux prédateurs généralistes, tandis que les peuplements de résineux immatures (et d'autres types d'habitats) étaient évités ou utilisés à hauteur de leur disponibilité. Ainsi, tout comme l'ont observé Mosnier *et al.* (2008a) et Boisjoly *et al.* (2010), l'intensité de sélection des habitats semblait dépendre de leur disponibilité en ressources alimentaires. Par ailleurs, à ce jour, plusieurs études ont mis en lumière des comportements de sélection ou d'évitement des structures linéaires par l'ours (Brody et Pelton 1989 ; Beringer *et al.*, 1990 ; Switalski et Nelson 2011) et par le coyote (Crête et Larivière, 2003 ; Kolbe *et al.*, 2007). Toutefois, la présente étude démontre, en accord avec notre hypothèse, l'influence des routes et des chemins sur la sélection d'habitats par l'ours et le coyote par le biais d'interactions complexes. En effet, nos résultats suggèrent que l'utilisation des structures linéaires était conditionnée par l'environnement (i.e. habitat, topographie) dans lequel elles se retrouvent.

### **Utilisation des structures linéaires**

Au cours de l'année, la probabilité d'occurrence relative de l'ours était plus importante à proximité des routes ou des chemins, ce qui pourrait s'expliquer par la quantité importante de ressources alimentaires qui se développent sur leurs bordures. Au printemps, il apparaît que les ours se retrouvent plus près des structures linéaires qu'attendu suivant un comportement aléatoire, ce qui pourrait s'expliquer par la présence de végétaux que les ours recherchent et qui sont présents dans les emprises, aux abords des routes et des chemins (Unsworth *et al.*, 1989, Switalski et Nelson, 2011). En effet, les emprises des structures linéaires sont particulièrement exposées aux radiations solaires, ce qui augmente la vitesse de fonte du couvert de neige (Walker et Everett, 1987) et favorise l'apparition

précoce des végétaux (Mosnier *et al.*, 2008a). Plusieurs auteurs ont rapporté une utilisation de ces structures au printemps, notamment Switalski et Nelson, (2011) qui ont détecté, à l'aide de caméras, des animaux se déplaçant sur les chemins tout en s'alimentant.

Au cours de l'été et de l'automne, l'augmentation de la probabilité d'occurrence de l'ours à proximité des structures linéaires pourrait s'expliquer par une abondance d'arbustes fruitiers élevée sur les accotements des routes et des chemins (Hellgren *et al.*, 1991 ; Mitchell et Powell, 2003). Ces petits fruits représentent des ressources très recherchées par les ours et constituaient, dans l'aire d'étude, 65 % de son régime alimentaire pour cette période (Mosnier *et al.*, 2008a). L'utilisation des structures linéaires par les ours durant la période de production de fruits est d'ailleurs un comportement fréquemment rapporté (Manville, 1983 ; Hellgren *et al.*, 1991 ; Fecske *et al.*, 2002). Par ailleurs, cette association aux structures linéaires suggérée par nos résultats pourrait également s'expliquer par une plus grande facilité de déplacements le long des routes et des chemins, une situation fréquemment rapportée chez l'ours (Beringer *et al.*, 1990 ; Fecske *et al.*, 2002 ; Switalski et Nelson, 2011).

Les structures linéaires influençaient la sélection d'habitat du coyote uniquement durant la période d'accouplement et de dispersion-fruits. Au cours de la période d'accouplement (1<sup>er</sup> janvier-15 mars), les coyotes fréquentaient davantage les habitats à proximité des structures linéaires, tirant potentiellement avantage des voies d'accès déneigées ou encore là où la neige est compactée comme dans les pistes de motoneige, ce qui permet de limiter les coûts énergétiques élevés liés aux déplacements en forêt dans une neige peu ou pas compactée (Murray et Boutin, 1991 ; Crête et Larivière 2003 ; Thibault et Ouellet, 2005). Lors de la période de dispersion-fruits (1<sup>er</sup> août-6 septembre), la sélection des structures linéaires par les coyotes suggère à la fois une utilisation potentielle des arbustes fruitiers qui poussent le long des bordures de celles-ci mais également une facilitation des déplacements entre les habitats où de telles ressources sont abondantes (Tremblay *et al.*, 1998). Un comportement similaire a été observé en Alaska où les coyotes

fréquentent les routes pour se déplacer et pour profiter des opportunités d'alimentation qu'ils y trouvent (Thurber *et al.*, 1992).

Au sein de notre aire d'étude et durant les trois autres périodes, le régime alimentaire du coyote se composait principalement de lièvre mais surtout d'orignal sous forme de carcasses (Boisjoly *et al.*, 2010). L'absence d'influence des structures linéaires sur l'utilisation de l'espace par le coyote suggère qu'il se déplace indépendamment des avantages potentiels qu'offrent les routes et chemins pour le déplacement lors de ces trois autres périodes. Ainsi, ils concentrent leurs activités dans les coupes forestières ou dans les habitats forestiers résiduels où la vulnérabilité des lièvres est plus importante (Thibault et Ouellet, 2005) mais surtout où les carcasses d'originaux sont plus abondantes (Boisjoly *et al.*, 2010).

### **Influence du contexte environnemental sur l'utilisation des structures linéaires**

En accord avec nos prédictions, la probabilité d'occurrence de l'ours et du coyote à proximité des structures linéaires variait selon le contexte dans lequel elles se trouvent. Au printemps, la probabilité relative d'occurrence des ours diminuait avec une augmentation de la densité de chemins dans les coupes forestières tandis que cette relation s'inversait en toundra et dans les parterres de perturbations naturelles. Un tel évitement des coupes forestières supportant les plus grandes densités de chemins suggère que les ours chercheraient à éviter les habitats où la probabilité d'entrer en contact avec l'homme est la plus élevée. En effet, au contraire des perturbations naturelles et de la toundra alpine, les coupes forestières représentent des habitats davantage fréquentés par l'homme, principalement en raison des densités élevées de voies d'accès au territoire (Samson et Huot, 1998). De telles interactions entre le patron de sélection d'un habitat forestier perturbé et les structures linéaires appuient quelques exemples d'études réalisées sur des grands mammifères (e.g. ours noir : Mitchell et Powell, 2003 ; Switalski et Nelson 2011 ; caribou : Leclerc *et al.*, 2012, Gaudry et St-Laurent, Chapitre 1 de la présente thèse; loup gris : Ciucci *et al.*, 2003, Lesmerises *et al.*, 2012). Le comportement variable de l'ours face à une augmentation de densité de chemins pourrait s'expliquer par la perception différente

du danger associé à ces structures en fonction du type d'habitat dans lequel elles se trouvent. Dans notre aire d'étude, les coupes forestières sont situées en dehors des limites du parc de la Gaspésie et font partie d'un territoire où la chasse à l'ours est une pratique courante au printemps. L'évitement des coupes forestières lorsque la densité de chemins augmente pourrait donc résulter d'une augmentation du risque de rencontre d'un ours avec un chasseur en présence d'un réseau dense de chemins. À titre d'exemple, Brody et Pelton (1989) ainsi que Hellgren *et al.* (1991) ont démontré que les ours évoluant au sein d'une population chassée associaient les chemins à un plus grand risque en raison de la présence de chasseurs et, ainsi, adaptaient leur comportement en évitant les habitats où la densité de ces structures était la plus élevée.

En été, l'association de l'ours avec les chemins variait avec l'altitude. À des altitudes faibles et intermédiaires, la probabilité d'occurrence relative d'ours diminuait avec une augmentation de densité de chemins alors qu'aucune relation n'était observée à des altitudes élevées. Cette interaction supporte également l'hypothèse voulant que l'évitement des fortes densités de chemins puisse être lié au dérangement associé à la fréquentation humaine de ces voies d'accès (Brody et Pelton, 1989 ; Beringer *et al.*, 1990). Par ailleurs, les habitats situés les plus en altitude sont pour la plupart localisés dans le parc national de la Gaspésie qui est une zone protégée où la fréquentation est somme toute moindre, voire parfois même contrôlée. Certaines études ont ainsi démontré que les ours pouvaient être attirés par les structures linéaires lorsqu'elles étaient situées dans des lieux protégés, c.-à-d. où la chasse est interdite alors que ces mêmes structures sont évitées lorsque les populations sont exploitées par la chasse (Carr et Pelton 1984 ; Garner 1986 ; Brody et Pelton, 1989). À l'automne, la probabilité relative d'occurrence d'ours augmentait à proximité des routes et ce, à toutes les classes d'altitude. En s'appuyant sur les relations documentées entre le trafic automobile et l'utilisation des routes par les ours (Brody et Pelton, 1989 ; Beringer *et al.*, 1990 ; Fecske *et al.*, 2002), une telle observation suggère que le niveau de fréquentation humaine pourrait être suffisamment faible pour ne pas induire d'évitement par l'ours. En effet, tel que rapporté par Reynolds-Hogland et Mitchell (2007), le trafic sur une route n'est pas suffisant pour expliquer la réponse de l'ours aux routes, la

principale source de mortalité de la population (c.-à-d. la chasse dans le cas présent) doit également être prise en compte.

La probabilité d'occurrence du coyote augmentait avec une densité plus élevée de chemins ainsi qu'à proximité des routes, notamment pour la classe d'altitude faible à la période d'accouplement et pour toutes les classes d'altitude à la période de dispersion-fruits. Cette association avec les structures linéaires observée à faible altitude, souligne à quel point le coyote dépend des routes, des chemins ainsi que des habitats perturbés adjacents à ces structures pour se maintenir en forêt boréale (Tremblay *et al.*, 1998 ; Richer *et al.*, 2002 ; Boisjoly *et al.*, 2010). Ce comportement ne correspond pas à celui des coyotes qui évoluent au sein de l'aire de répartition historique de l'espèce. En effet, Kays *et al.* (2008) ont démontré que les coyotes du parc national des Adirondack (état de New York) évitaient les zones où la densité de structures linéaires était élevée. Par ailleurs, nos résultats ont permis de mettre en évidence qu'à des altitudes intermédiaires et élevées, la probabilité relative d'occurrence augmentait moins rapidement avec une augmentation de densité de chemins durant la période d'accouplement, soulignant la mobilité réduite des coyotes dans des couverts de neige importants (Crête et Larivière, 2003). En contrepartie, nous avons trouvé que la probabilité d'occurrence relative du coyote était plus élevée à proximité des routes ou lorsque la densité de chemins augmentait pour toutes les classes d'altitude durant la période de dispersion-fruits. Ainsi, nous croyons que les structures linéaires présentes au sein de notre aire d'étude favorisent l'accès des coyotes aux habitats qui sont situés en altitude et qui seraient probablement moins utilisés en l'absence de ces structures (Crête et Larivière, 2003 ; Thibault et Ouellet, 2005). Ce résultat est en accord avec Georges (1976) ainsi que Thibault et Ouellet (2005) qui suggèrent que les structures linéaires ont un rôle essentiel dans la colonisation des habitats marginaux comme la forêt boréale du sud du Québec.

## **IMPLICATIONS POUR LA GESTION**

Comme nous l'avons démontré, les structures linéaires sont utilisées par l'ours et le coyote et leur niveau d'utilisation varie en fonction du contexte environnemental.

L'augmentation de la probabilité relative d'occurrence du coyote dans les habitats à proximité des routes ou dans les habitats avec une forte densité de structures linéaires démontre à quel point le coyote est dépendant des perturbations anthropiques pour se maintenir à la limite nord de son aire de répartition (voir également Crête et Larivière, 2003 et Thibault et Ouellet, 2005). Ainsi, la diminution de la densité de structures linéaires diminuerait probablement la capacité de cette espèce à se maintenir au sein de cet habitat marginal que représente la forêt boréale (cette étude ; Crête et Larivière, 2003). Par ailleurs, la présence d'un réseau de structures linéaires au sein des habitats refuges du caribou de la Gaspésie favorise l'accès des prédateurs à cette population menacée. Certains auteurs ont démontré que la présence ou la proximité de structures linéaires augmentait la vulnérabilité des caribous qui se trouvent dans les habitats adjacents à ces structures (James et Stuart-Smith, 2000, Whittington et al. 2011). Afin de diminuer l'accès des prédateurs au sein des habitats refuges du caribou, nous recommandons de ne pas développer davantage le réseau de structures linéaires présent au sein de l'aire d'étude et de reboiser en priorité les structures qui donnent accès au sein des habitats refuges du caribou. De plus, considérant la mobilité réduite des coyotes en présence de neige, il serait pertinent de limiter et d'encadrer le développement d'activités comme le ski, la randonnée ou encore la motoneige qui sont susceptibles de créer des pistes de neige compactée. De telles structures pourraient en effet favoriser l'accès des coyotes au sein de l'aire de répartition hivernale des caribous, augmentant un peu plus la pression de prédation sur cette population menacée.

## **REMERCIEMENTS**

Nous tenons à remercier A. Caron pour son aide concernant les analyses statistiques et géomatiques, L. Sirois et J. Mainguy pour les commentaires sur des versions préliminaires de ce chapitre ainsi que J.-P Ouellet et R. Courtois pour nous avoir donné accès aux données télémétriques. Ce projet a été financé par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), le Consortium en foresterie Gaspésie-les-Îles et le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (Subvention à la Découverte octroyée à M.-H. St-Laurent). Pour le support logistique et conceptuel, nous

souhaitons également remercier les différents partenaires impliqués dans la recherche, la gestion et la conservation du caribou et du parc national de la Gaspésie, soit la Société des établissements de plein-air du Québec (C. Isabel, F. Boulanger et D. Desjardins), le MNRF : M. Crête, A. Desrosiers, R. Faubert, R. Lafond, M. Lalonde, R. Lemieux, J. Michaud et C. Turcotte), l'Université du Québec à Rimouski (L. Sirois et J.-P. Ouellet) et l'organisme Conservation Caribou Gaspésie. Des remerciements spéciaux s'adressent à tous les étudiants gradués et aux assistants de terrain qui ont été impliqués dans l'acquisition de connaissances lors de divers projets de recherche menés dans le parc national de la Gaspésie et portant de près ou de loin sur la conservation de cette population de caribou.

## RÉFÉRENCE

- BERINGER, J.J., S.G. SEIBERT et M.R. PELTON, 1990. Incidence of road crossing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. *Bears: their biology and management. 8<sup>th</sup> international conference on bear research and management, Victoria, British Columbia, Canada*, 8: 85-92.
- BOILEAU, F., M. CRÊTE et J. HUOT, 1994. Food habits of the black bear, *Ursus americanus*, and habitat use in Gaspésie Park, eastern Quebec. *The Canadian Field-Naturalist*, 108: 162-169.
- BOISJOLY, D., J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 3-11.
- BOYCE, M.S., P.R. VERNIER, S.E. NIELSEN et F.K.A. SCHMIEGELOW, 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157: 281-300.
- BRODY, A. et M. PELTON, 1989. Effects of roads on black bear movements in Western North Carolina. *The Wildlife Society Bulletin*, 17: 5-10.

- CARR, P. C., et M. R. PELTON, 1984. Proximity of adult female black bears to limited access roads. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association Fish Wildlife Agencies*, 38:70-77.
- CARPENTER, J., C. ALDRIDGE et M.S. BOYCE, 2010. Sage-Grouse habitat selection during winter in Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 1806-1814.
- CIUCCI, P., M. MASI, L. BOITANI, 2003. Winter habitat and travel route selection by wolves in the northern Apennines, Italy. *Ecography*, 26: 223-235.
- CRÊTE, M. et A. DESROSIERS, 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in Southeastern Quebec. *The Canadian Field-Naturalist*, 109: 227-235.
- CRÊTE, M. et S. LARIVIÈRE, 2003. Estimating the costs of locomotion in snow for coyotes. *The Canadian Journal of Zoology*, 81: 1808-1814.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS, J. HUOT et J.-P. OUELLET, 2001. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *The Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1227-1234.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2011. En ligne. <URL : <http://www.climat.meteo.gc.ca>>. Consulté le 2 février 2011.
- FAHRIG, L. et T. RYTWINSKI, 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14: 21.
- FECSCHE, D.M., R.E. BARRY, F.L. PRECHT, H.B. QUIGLEY, S.L. BITTNER et T. WEBSTER, 2002. Habitat use by female black bears in Western Maryland. *The Southeastern Naturalist*, 1: 77-92.
- FORMAN, R.T.T. et L.E. ALEXANDER, 1998. Roads and their major ecological effects. *The Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207-231.

- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONETTE, A.P. CLEVINGER, C.D. CUTSHALL, V.H. DALE, L. FAHRIG, R. FRANCE, C.R. GOLDMAN, K. HEANUE, J.A. JONES, F.J. SWANSON, T. TURRENTINE et T.C. WINTER, 2003. *Road ecology: science and solution*. Island Press, Washington, 481p.
- GARNER, N. P., 1986. Seasonal movements, habitat selection, and food habits of black bears (*Ursus americanus*) in Shenandoah National Park, Virginia. Master Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University., Blacksburg, 104p.
- GAUDRY, W. et ST-LAURENT, M.-H., Chapitre 1 de la présente thèse. Functional habitat loss in a national park : a relict caribou herd threatened by roads and hiking trails.
- GEORGES, S., 1976. A range extension of the coyote in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist*, 90: 78-79.
- GESE, E.M., O.J. RONGSTAD et W.R. MYTTON, 1988. Relationship between coyote group size and diet in southeastern Colorado. *The Journal of Wildlife Management*, 52: 647-653.
- GIRARD, I., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R., COURTOIS et A. CARON, 2006. Balancing Number of Locations with Number of Individuals in Telemetry Studies. *The Journal of Wildlife Management*, 70: 1249-1256.
- GRINDER, M.I. et P.R. KRAUSMAN, 2001. Home range, habitat use, and nocturnal activity of coyotes in an urban environment. *The Journal of Wildlife Management*, 65: 887-898.
- HELLGREN, E., M. VAUGHAN et F. STAUFFER, 1991. Macrohabitat use by black bears in a Southeastern wetland. *The Journal of Wildlife Management*, 55: 442-448.
- JAEGER, J.A.G., J. BOWMAN, J. BRENNAN, L. FAHRIG, D. BERT, J. BOUCHARD, N. CHARBONNEAU, K. FRANK, B. BRUBER et K.T. VON TOSCHANOWITZ,

2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185: 329-348.
- JAMES, A.R.C. et A.K. STUART-SMITH, 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *The Journal of Wildlife Management*, 64: 154-159.
- JOHNSON, D., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- JOHNSON, J.B. et K.S. OMLAND, 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 101-108.
- JOHNSON, C.J., S.E. NIELSEN, E.H. MERRILL, T.L. MCDONALD et M.S. Boyce, 2006. Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *The Journal of Wildlife Management*, 70: 347-357.
- KAYS, R.W., M.E. GOMPPER et J.C. RAY, 2008. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. *Ecological Applications*, 18: 1014–1027.
- KOLBE, J.A., J.R. SQUIRES, D.H. PLETSCHER et L.F. RUGGIERO, 2007. The effect of snowmobile trails on coyote movements within lynx home ranges. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1409-1418.
- LALONDE, M. et J. MICHAUD, 2013. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), automne 2012. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- LAMOUREUX, J., A. PELLETIER, M. BÉLANGER ET C. LAROCQUE, 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans les réserves fauniques de Matane et Dunière à

l'hiver 2007. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Direction de l'Aménagement de la Faune du Bas-St-Laurent, Rimouski, Québec, Canada, 30 p.

LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, M. POULIN, R. COURTOIS et J. FORTIN, 2007. Management of roadside salt pools to reduce moose-vehicle collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 2304-2310.

LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology*, 26: 1433-1446.

LECLERC, M., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT, 2012. Multiscale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. *Forest Ecology and Management*, 286: 59-65.

LESMERISES, F., C. DUSSAULT et M.-H. St-LAURENT, 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 276: 125-131.

LESMERISES, F., C. DUSSAULT et M.-H. St-LAURENT, 2013. Major roadwork impacts the space use behaviour of gray wolf. *Landscape and Urban Planning*, 112: 18-25.

MANLY, B.F.J., L.L. MCDONALD, D.L. THOMAS, T.L. MCDONALD et W.P. ERICKSON, 2002. Resource selection by animals: statistical analysis and design for field studies, second ed. Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts, USA. 192p.

MANVILLE, A.M., 1983. Human impact on the black bear in Michigan's lower Peninsula. *Bears: their biology and management. 5<sup>th</sup> international conference on bear research and management, Madison, Wisconsin, USA*, 5: 20-33.

- MCLELLAN, B. et D. SHACKLETON, 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. *The Journal of Applied Ecology*, 25: 451-460.
- MEUNIER, F.D., C. VERHEYDEN et P. JOUVENTIN, 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 92: 291-298.
- MITCHELL, M. et R. POWELL, 2003. Response of black bears to forest management in the Southern Appalachian mountains. *The Journal of Wildlife Management*, 67: 692-705.
- MOHR, C.O., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *The American Midland Naturalist*, 37: 223-249
- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET, L. SIROIS et N. FOURNIER, 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *The Canadian Journal of Zoology*, 81: 1174-1184.
- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2008a. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience*, 15: 485-497.
- MOSNIER, A., D. BOISJOLY, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2008b. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 483-491.
- MURRAY, D. et S. BOUTIN, 1991. The influence of snow on lynx and coyote movements: does morphology affect behavior? *Oecologia*, 88: 463-469.
- NETER, J., M. H. KUTNER, C.J. NACHTSHEIM et W. WASSERMAN, 1996. Applied Linear Statistical Models, fourth ed. Irwin, Chicago, Illinois, USA, 1127p.
- OTIS, D. L. et G. C. WHITE, 1999. Autocorrelation of location estimates and the analysis of radiotracking data. *The Journal of Wildlife Management*, 63: 1039-1044.

- OUELLET, J.-P., J. FERRON et L. SIROIS, 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in Southeastern Quebec. *The Canadian Journal of Zoology*, 74: 1922-1933.
- POLFUS, J.L., M. HEBBLEWHITE, K. HEINEMEYER, 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation*, 144: 2637-2646.
- RETTIE, W.J. et P.D. MCLOUGHLIN, 1999. Overcoming radiotelemetry bias in habitat-selection studies. *The Canadian Journal of Zoology*, 77: 1175-1184.
- REYNOLDS-HOGLAND, M. et M. MITCHELL, 2007. Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: a long-term study. *The Journal of Mammalogy*, 88: 1050-1061.
- RICHER, M., M. CRÊTE, J.-P. OUELLET, L. RIVEST, et J. HUOT, 2002. The low performance of forest versus rural coyotes in northeastern North America: inequality between presence and availability of prey. *Écoscience*, 9: 44-54.
- SAMSON, C. et J. HUOT, 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in Southern Quebec. *The Journal of Wildlife Management*, 62: 718-727.
- ST-LAURENT, M.-H., J.-P. OUELLET, A. MOSNIER, D. BOISJOLY et R. COURTOIS, 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? *Le Naturaliste Canadien*, 133: 6-14.
- SWITALSKI, T.A. et C.R. NELSON, 2011. Efficacy of road removal for restoring wildlife habitat: black bear in the Northern Rocky mountains, USA. *Biological Conservation*, 144: 2666-2673.
- THIBAUT, I. et J.-P. OUELLET, 2005. Hunting behavior of eastern coyotes in relation to vegetation cover, snow conditions, and hare distribution. *Écoscience*, 12: 466-475.

- THURBER, J., R. PETERSON, J. WOOLINGTON et J. VUCETICH, 1992. Coyote coexistence with wolves on the Kenai peninsula, Alaska. *The Canadian Journal of Zoology*, 70: 2494-2498.
- TREMBLAY, J., M. CRÊTE, et J. HUOT, 1998. Summer foraging behaviour of eastern coyotes in rural versus forest landscape: a possible mechanism of source-sink dynamics. *Ecoscience*, 5: 172-182.
- TROMBULAK, S.C. et C.A. FRISSELL, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.
- UNSWORTH J.W., J.J. BEECHAM et L.R. IRBY, 1989. Female black bear habitat use in West-Central Idaho. *The Journal of Wildlife Management*, 53: 668-673.
- VARADY-SZABO, H. et M. COTE, 2010a. Les changements liés à la composition forestière de la région gaspésienne: d'hier à aujourd'hui. Consortium en foresterie Gaspésie-les-Iles, Gaspé, 13p.
- VARADY-SZABO, H. et M. COTE, 2010b. 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-Iles, Gaspé, 55p.
- WALKER, D.A. ET K.R. EVERETT, 1987. Road dust and Its environmental impact on Alaskan taiga and tundra. *Arctic and Alpine Research. Restoration and vegetation succession in circumpolar lands: 7<sup>th</sup> Conference of the Comité Arctique International*, 19: 479-489.
- WHITTINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N.J. DECESARE, L. NEUFELD, M. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI, 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *The Journal of Applied Ecology*, 48: 1535-1542.

**Tableau 1.** Description des différentes catégories d'habitat utilisées pour décrire la sélection d'habitat de l'ours noir et du coyote en Gaspésie (Québec, Canada), entre 2002 et 2004.

<b>Variabes</b>	<b>Description</b>
<b>Topographie</b>	
Altitude	Valeur d'altitude pour chaque localisation et chaque point aléatoire
Pente <sup>a</sup>	Valeur d'altitude pour chaque localisation et chaque point aléatoire ( <i>considéré seulement pour l'ours</i> )
<b>Habitat (% de disponibilité pour l'ours; pour le coyote)</b>	
Résineux matures (19,1 ; 18,2)	Ensemble des peuplements de résineux > 50 ans (Habitat de référence pour chaque espèce)
Résineux immatures (15,7 ; 19,2)	Ensemble des peuplements de résineux âgés de 20 - 50 ans
Mixtes et feuillus (16,1 ; 15,7)	Ensemble des peuplements mixtes et feuillus > 20 ans
Toundra (2,5 ; 0)	Plateau de toundra alpine, située sur les sommets des montagnes
Autres (1,3 ; 3 %)	Tous les autres polygones de la carte écoforestière non représentés dans les catégories ci-dessus.
Coupe 0-5 ans <sup>b</sup> (2,2)	Coupes forestières < 5 ans
Coupes 6-20 ans <sup>b</sup> (13)	Coupes forestières âgées de 6 - 20 ans
Coupes 0-20 ans <sup>a</sup> (21,5)	Coupes forestières < 20 ans
Coupes partielles 0-20 ans (3,3 ; 3,8)	Coupes partielles < 20 ans
Perturbations naturelles (20,5 ; 24,9)	Habitats perturbés par des perturbations naturelles (épidémies d'insectes, feux, chablis)
<b>Habitat (densité)</b>	
Coupes 6-20 ans <sup>b</sup>	Densité de coupes forestières âgées de 6- 20 ans dans un rayon autour de chaque localisation et chaque point aléatoire
Perturbations naturelles	Densité de perturbations naturelles dans un rayon autour de chaque localisation et chaque point aléatoire
Coupes 0-20 ans <sup>a</sup>	Densité de coupes forestières < 20 ans dans un rayon autour de chaque localisation et chaque point aléatoire
<b>Structures linéaires (densité dans le domaine vital de l'ours ; du coyote)</b>	
Routes (0,21 km/km <sup>2</sup> ; 0,2 km/km <sup>2</sup> )	Distance minimale aux routes potentiellement utilisées par des véhicules motorisés (routes pavées et routes carrossables)
Chemins (1,9 km/km <sup>2</sup> ; 1,86 km/km <sup>2</sup> )	Densité de chemins forestiers, de chemins de randonnée utilisés occasionnellement par des engins motorisés

<sup>a</sup> Variables considérées seulement pour l'ours ; <sup>b</sup> Variables considérées seulement pour le coyote

**Tableau 2.** Description des modèles candidats utilisés pour étudier la sélection d'habitat de l'ours noir et du coyote en Gaspésie (Québec, Canada) entre 2002 et 2004.

<i>Modèle</i>	<i>Ours noir</i>
B1	Habitat + Topographie
B2	Habitat + Topographie + Structures linéaires + Pente*Altitude
B3	Habitat + Topographie + Coupes 0-20 ans (densité) + Coupes 0-20 ans (densité)*Altitude
B4	Habitat + Topographie + Structures linéaires + Structures linéaires*Altitude
B5	Habitat + Topographie + Coupes 0-20 ans (densité) + Coupes 0-20 ans (densité)*Altitude + Structures linéaires + Structures linéaires*Altitude
B6	Habitat + Topographie + Structures linéaires
B7	Habitat + Topographie + Chemins + Coupes 0-20 ans*Chemins + Perturbations naturelles*Chemins + Résineux matures*Chemins + Toundra*Chemins
<i>Coyote</i>	
C1	Habitat + Altitude
C2	Habitat + Altitude + Coupes 6-20 ans (densité) + Résineux immatures*Coupes 6-20 ans (densité) + Mixtes et feuillus*Coupes 6-20 ans (densité)
C3	Habitat + Altitude + Altitude*Coupes 6-20 ans (densité) + Altitude* Perturbations naturelles (densité)
C4	Habitat + Altitude + Altitude*Structures linéaires
C5	Habitat + Altitude + Structures linéaires
C6	Habitat + Altitude + Structures linéaires + Habitat*Chemins
C7	Habitat + Altitude + Structures linéaires + Coupes 6-20 ans (densité) + Résineux immatures*Coupes 6-20 ans (densité) + Mixtes et feuillus*Coupes 6-20 ans (densité)

**Tableau 3.** Résultat du processus de sélection des modèles candidats utilisés pour évaluer la sélection d'habitat de l'ours noir et du coyote en Gaspésie (Québec, Canada) entre 2002 et 2004. Les modèles candidats sont présentés ici avec leur valeur du Log de la vraisemblance (LL), le nombre de paramètres qui les compose (K) et la différence de valeur de BIC avec le modèle le plus parcimonieux ( $\Delta$ BIC). Les modèles candidats sont présentés de manière détaillée au tableau 2.

<b>Ours noir</b>											
Modèle	Printemps <sup>a</sup> (n=10)			Été <sup>b</sup> (n=12)		Automne <sup>c</sup> (n=8)					
	$K_i$	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL		
B1	9	179,1	-11260	402,4	-7155	167,2	-7287				
B2	12	57,1	-11184	379,7	-7130	55,1	-7217				
B3	11	180,7	-11251	168,6	-7029	149,5	-7268				
B4	12	136,4	-11219	163,7	-7017	22,7	-7196				
B5	15	111,7	-11197	<b>0</b>	<b>-6926</b>	<b>0</b>	<b>-7175</b>				
B6	11	185,1	-11253	381,3	-7135	52,6	-7220				
B7	14	<b>0</b>	<b>-11151</b>	201,3	-7036	89,1	-7229				
<u>S</u>											
<b>Coyote</b>											
Modèle	Accouplement <sup>I</sup> (n=6)		Mise-bas <sup>II</sup> (n=6)		Élevage <sup>III</sup> (n=5)		Dispersion fruits <sup>IV</sup> (n=11)		Dispersion original <sup>V</sup> (n=12)		
	$K_i$	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL	$\Delta$ BIC	LL
C1	8	482,4	-2229	78,8	-1332	146,7	-1494	54,9	-1656	573,5	-4936
C2	11	355,7	-2153	55,0	-1308	62,8	-1441	66,4	-1650	340,6	-4806
C3	<b>12</b>	335,3	-2139	<b>0</b>	<b>-1277</b>	<b>0</b>	<b>-1405</b>	43,7	-1634	<b>0</b>	<b>-4632</b>
C4	<b>12</b>	<b>0,0</b>	<b>-1972</b>	50,9	-1303	54,9	-1433	<b>0</b>	<b>-1612</b>	283,1	-4773
C5	10	188,6	-2074	85,1	-1327	88,4	-1457	30,0	-1635	347,5	-4814
C6	16	199,3	-2055	56,7	-1290	111,1	-1445	56,0	-1625	392,3	-4810
C7	13	158,1	-2047	67,0	-1307	53,5	-1428	45,7	-1631	160,3	-4707

Périodes pour l'ours : <sup>a</sup> Printemps (sortie de tanière-15 Juillet), <sup>b</sup> Été (16 juillet-31 août), <sup>c</sup> Automne (1<sup>er</sup> septembre-entrée en tanière)

Période pour le coyote : <sup>I</sup> Accouplement (1<sup>er</sup> Janvier-15 mars), <sup>II</sup> Mise-bas (16 mars-30 avril), <sup>III</sup> Elevage (1<sup>er</sup> mai-31 juillet), <sup>IV</sup> Dispersion fruits (1<sup>er</sup> août-6 septembre),

<sup>V</sup> Dispersion original (7 septembre-31 décembre).

**Tableau 4a.** Coefficients associés à chaque variable composant le meilleur modèle RSF utilisé pour évaluer la sélection d'habitat de l'ours noir en Gaspésie (Québec, Canada) entre 2002 et 2004. Chaque coefficient est présenté avec l'intervalle de confiance à 95 %. Les coefficients dont l'intervalle de confiance à 95 % excluait le zéro sont présentés en gras.

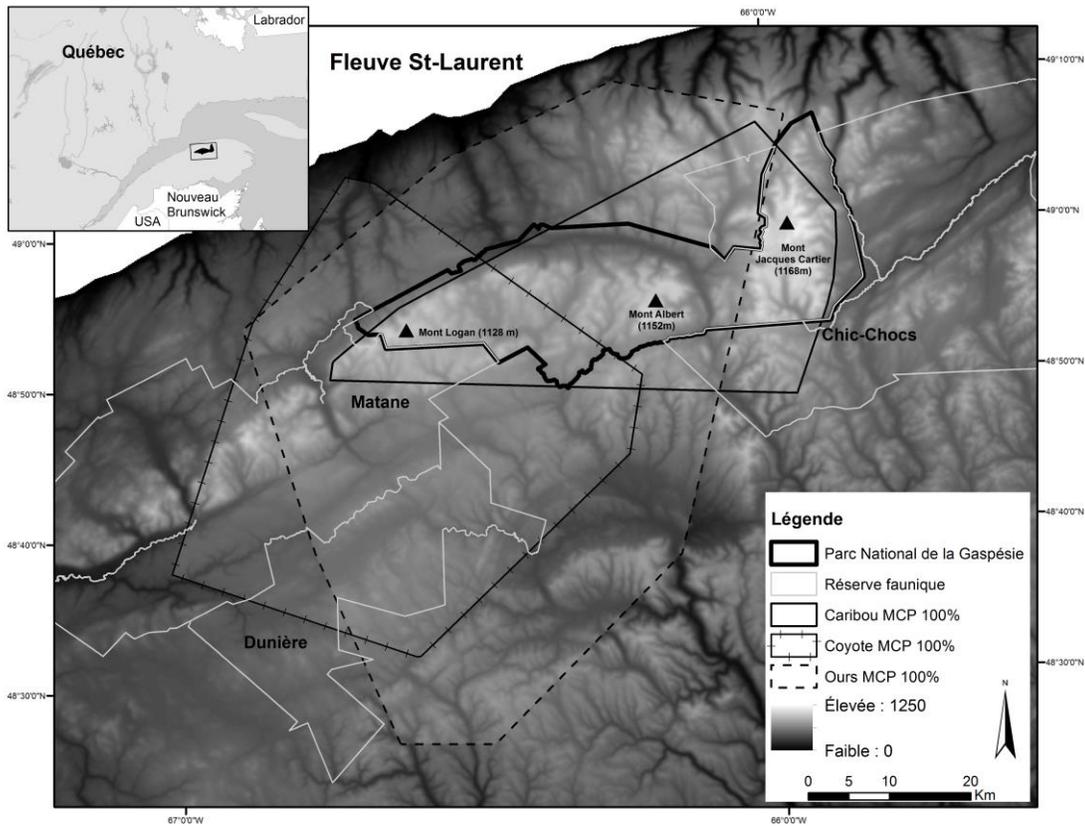
Variables	Printemps	Été	Automne
	$\beta$ [IC95 %]	$\beta$ [IC95 %]	$\beta$ [IC95 %]
<b>Habitat</b>			
Résineux immatures	<b>-0,557[-0,685;-0,428]</b>	<b>-0,218[-0,372;-0,063]</b>	<b>-0,777[-0,936;-0,618]</b>
Mixtes et feuillus	<b>-0,832[-0,967;-0,697]</b>	0,170[-0,001;0,341]	0,034[-0,117;0,186]
Toundra	<b>-0,487[-0,871;-0,103]</b>	<b>0,904[0,645;1,163]</b>	-0,136[-0,354;0,081]
Autres	-0,396[-0,844;0,053]	<b>1,533[0,819;2,247]</b>	<b>0,630[0,014;1,246]</b>
Coupes 0-20 ans	<b>1,515[1,208;1,823]</b>	<b>0,315[0,155;0,476]</b>	<b>0,283[0,129;0,437]</b>
Coupes partielles 0-20 ans	<b>-0,620[-0,835;-0,405]</b>	<b>0,485[0,210;0,760]</b>	0,147[-0,103;0,396]
Perturbations naturelles	<b>0,329[0,105;0,554]</b>	<b>1,112[0,955;1,269]</b>	<b>0,164[0,017;0,312]</b>
<b>Topographie</b>			
Altitude	-0,081[-0,293;0,131]	<b>-1,998[-2,837;-1,159]</b>	-0,538[-1,542;0,466]
Pente	<b>0,007[0,005;0,010]</b>	<b>0,005[0,001;0,010]</b>	<b>0,033[0,029;0,036]</b>
<b>Habitat (densité)</b>			
Coupes 0-20 ans	-	<b>3,624[2,485;4,765]</b>	<b>-4,596[-6,055;-3,138]</b>
<b>Structures linéaires</b>			
Chemins	<b>0,183[0,082;0,283]</b>	<b>-1,438[-1,664;-1,213]</b>	0,192[-0,125;0,508]
Routes	-	-0,054[-0,595;0,487]	0,100[-0,500;0,700]
<b>Interactions</b>			
Coupes 0-20 ans*Chemins	<b>-1,083[-1,291;-0,875]</b>	-	-
Perturbations naturelles*Chemins	<b>0,510[0,310;0,710]</b>	-	-
Toundra*Chemins	<b>1,103[0,679;1,526]</b>	-	-
Altitude*Coupes 0-20 ans <sup>a</sup>	-	<b>-1,948[-3,86;-0,035]</b>	<b>6,625[4,217;9,033]</b>
Altitude*Chemins	-	<b>2,204[1,792;2,616]</b>	-0,156[-0,672;0,361]
Altitude*Routes	-	-0,534[-1,648;0,581]	<b>-3,402[-4,621;-2,183]</b>
Spearman $r_s$ ( $\pm$ ÉT)	<b>0.82<math>\pm</math>0.08</b>	<b>0.78<math>\pm</math>0.06</b>	<b>0.81<math>\pm</math>0.04</b>

<sup>a</sup> Proportion d'habitat présent au sein de la zone tampon centrée sur chaque localisation et chaque point aléatoire.

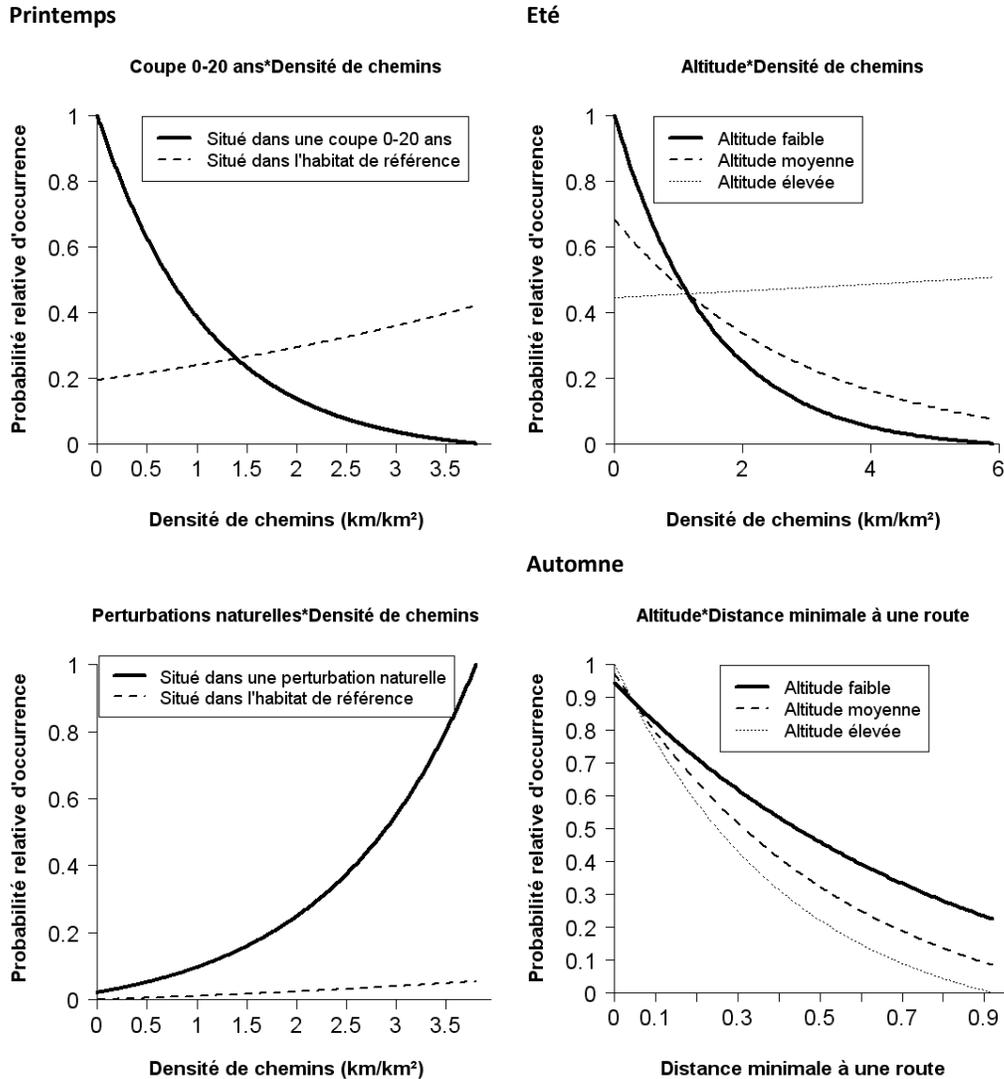
**Tableau 4b.** Coefficients associés à chaque variable composant le meilleur modèle RSF utilisé pour évaluer la sélection d'habitat du coyote en Gaspésie (Québec, Canada) entre 2002 et 2004. Chaque coefficient est présenté avec l'intervalle de confiance 95 % qui lui est associé. Les coefficients dont l'intervalle de confiance à 95 % excluait le zéro sont présentés en gras.

Variables	Accouplement	Mise-bas	Élevage	Dispersion fruits	Dispersion original
	$\beta$ [IC95 %]				
<i>Intercepte</i>	2,082[0,81;0,353]	0,715[-0,097;1,527]	-2,577[-3,581;-1,573]	0,252[-0,534;1,038]	-3,380[-4,124;-2,636]
<b>Habitat</b>					
Résineux immatures	0,235[-0,039;0,508]	-0,114[-0,489;0,261]	-0,013[-0,483;0,457]	-0,310[-0,63;0,01]	0,108[-0,07;0,284]
Mixtes et feuillus	0,249[-0,080;0,577]	-0,077[-0,465;0,311]	-0,272[-0,738;0,194]	<b>-0,614[-0,957;-0,271]</b>	<b>0,316[0,104;0,528]</b>
Autres	0,440[-0,231;1,111]	<b>1,156[0,354;1,96]</b>	0,593[-0,299;1,486]	0,117[-0,695;0,929]	<b>1,140[0,62;1,661]</b>
Coupe 0-5 ans	-0,460[-1,161;0,243]	<b>-0,861[-1,608;-0,114]</b>	-0,203[-0,991;0,585]	0,326[-0,188;0,839]	<b>0,495[0,195;0,796]</b>
Coupes 6-20 ans	<b>0,307[0,06;0,552]</b>	0,186[-0,199;0,572]	<b>0,549[0,153;0,946]</b>	<b>0,393[0,116;0,67]</b>	<b>0,777[0,614;0,940]</b>
Coupes partielles 0-20 ans	<b>0,777[0,335;1,219]</b>	0,131[-0,439;0,702]	0,182[-0,457;0,8221]	-0,051[-0,617;0,516]	0,305[-0,001;0,611]
Perturbations naturelles	0,181[-0,097;0,458]	0,0742[-0,298;0,447]	0,041[-0,392;0,474]	<b>-0,349[-0,660;-0,037]</b>	<b>0,50[0,162;0,838]</b>
<b>Topographie</b>					
Altitude	<b>-6,974[-10,147;-3,80]</b>	<b>-4,124[-5,969;-2,279]</b>	<b>1,745[0,231;3,258]</b>	-1,332[-3,293;0,630]	<b>3,975[2,944;5,006]</b>
<b>Habitat (densité)</b>					
Coupes 6-20 ans	-	<b>4,166[2,66;5,672]</b>	<b>8,036[6,491;9,582]</b>	-	<b>17,60[16,00;19,20]</b>
Perturbations naturelles	-	<b>-3,017[-5,233;-0,80]</b>	<b>2,694[1,054;4,334]</b>	-	-0,035[-0,911;0,841]
<b>Structures linéaires</b>					
Chemins	<b>2,711[2,355;3,067]</b>	-	-	<b>0,788[0,605;0,971]</b>	-
Routes	<b>-9,279[-10,903;-7,656]</b>	-	-	<b>-2,549[-3,621;-1,478]</b>	-
<b>Interactions</b>					
Altitude*Pert. naturelles <sup>a</sup>	-	<b>15,574[9,424;21,724]</b>	-3,509[-8,363;1,345]	-	<b>-2,681[-4,603;-0,758]</b>
Altitude *Coupes 6-20 ans <sup>a</sup>	-	<b>-5,992[-9,13;-2,86]</b>	<b>-9,53[-12,17;-6,89]</b>	-	<b>-27,60[-30,63;-24,57]</b>
Altitude *Chemins	<b>-4,747[-5,494;-4,001]</b>	-	-	<b>-1,129[-1,455;-0,804]</b>	-
Altitude *Routes	<b>18,28[14,12;22,44]</b>	-	-	<b>4,511[1,929;7,094]</b>	-
Spearman $r_s$ ( $\pm$ ET)	<b>0.81<math>\pm</math>0.06</b>	<b>0.89<math>\pm</math>0.08</b>	<b>0.92<math>\pm</math>0.07</b>	<b>0.84<math>\pm</math>0.07</b>	<b>0.83<math>\pm</math>0.05</b>

<sup>a</sup> Proportion d'habitat présent au sein de la zone tampon centrée sur chaque localisation et chaque point aléatoire.



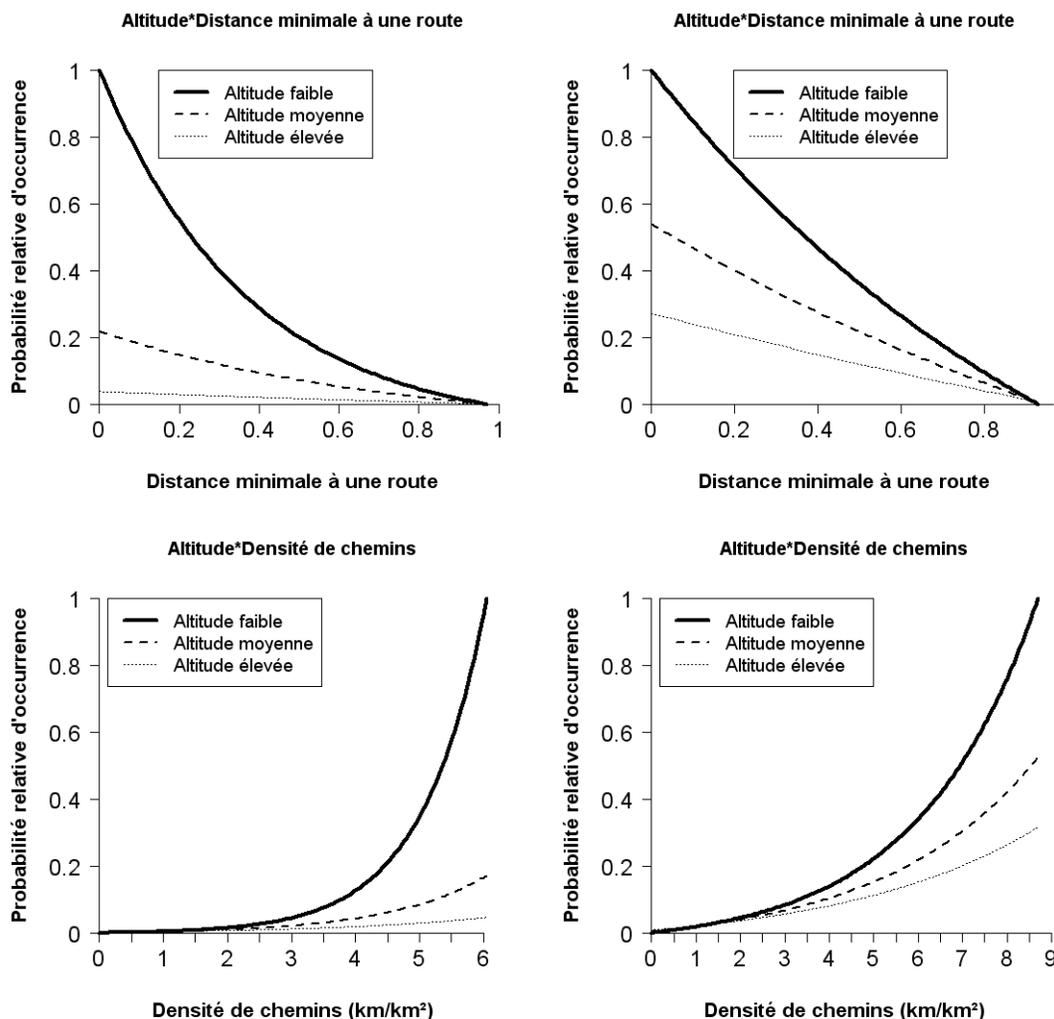
**Figure 1.** Localisation de l’aire d’étude au sein de la péninsule gaspésienne située dans la province du Québec (rectangle noir dans le cadre en haut à gauche) et modèle d’élévation numérique avec une résolution de 20 m mettant en avant la topographie. Les différents traits montrent les limites du parc national de la Gaspésie, des réserves fauniques des Chic-Chocs, de Matane ainsi que le domaine vital des 16 ours et des 14 coyotes suivis par télémétrie durant cette étude.



**Figure 2a.** Représentation graphique de la relation entre la probabilité relative d'occurrence de l'ours et la distance à une route ainsi que de la relation entre la probabilité d'occurrence de l'ours et la densité de chemins telles que prédit par le meilleur modèle de chaque période, construit à partir du suivi télémétrique d'ours en Gaspésie (Québec, Canada) entre 2002 et 2004. Pour chaque interaction des périodes d'été et d'automne, nous avons réalisé 3 courbes représentant le 1<sup>er</sup>, le 2<sup>e</sup> et le 3<sup>e</sup> quartile de la distribution de fréquence des valeurs d'altitude. Pour chaque interaction de la période du printemps, nous avons réalisé 2 courbes représentant la probabilité d'occurrence en fonction de la densité de chemins lorsque les ours sont situés dans l'habitat de référence (forêt résineuse mature) plutôt que les coupes 0-20 ans, puis les perturbations naturelles.

## Période d'accouplement

## Dispersion fruits



**Figure 2b.** Représentation graphique de la relation entre la probabilité relative d'occurrence du coyote et la distance à une route ainsi que de la relation entre la probabilité d'occurrence du coyote et la densité de chemins telles que prédit par le meilleur modèle de chaque période, construit à partir du suivi télémétrique de coyotes en Gaspésie (Québec, Canada) entre 2002 et 2004. Pour chaque interaction de chaque période, nous avons réalisé 3 courbes représentant le 1<sup>er</sup>, le 2<sup>e</sup> et le 3<sup>e</sup> quartile de la distribution de fréquence des valeurs d'altitude.





## CONCLUSION

### L'INFLUENCE DES STRUCTURES LINÉAIRES SUR LA SÉLECTION D'HABITAT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE

Le premier objectif de cette étude était de déterminer l'impact des perturbations anthropiques telles que les coupes forestières, les chemins de randonnée, les chemins forestiers et les routes principales sur la sélection d'habitat du caribou de la Gaspésie. À l'aide du suivi télémétrique de 35 caribous équipés de colliers VHF, nous avons pu mettre en évidence les modifications de sélection d'habitat des caribous liées à la présence des routes et des chemins forestiers. Le dérangement associé à l'utilisation de ces structures par l'homme (Seip, Johnson et Watts, 2007; Leblond et al. 2011; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011) et le risque de prédation plus élevée (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington et al. 2011) à proximité de celles-ci ont été identifiés comme les principales causes d'évitement de ces structures par les caribous. Nos travaux ont également révélé l'incapacité des caribous à éviter l'ensemble des structures linéaires tant le réseau présent dans l'aire de répartition de cette population est dense. Nous avons ainsi démontré que les caribous sont cantonnés au sein des deux habitats présentant la plus faible densité de structures linéaires.

Considérant l'effet de barrière que peuvent représenter les structures linéaires pour le caribou (Dyer et al. 2002; Beaudesne 2012), nous avons émis l'hypothèse que la densité élevée de perturbations dans les vallées séparant les sommets fréquentés par les caribous pourrait fragmenter la population en trois sous-populations distinctes. Par ailleurs, le comportement d'évitement des structures linéaires ne se limite pas à l'entité en elle-même puisque nous avons démontré qu'il existe une perte fonctionnelle d'habitat associée à la

présence de routes et de chemins forestiers. Cette perte fonctionnelle d'habitat est d'autant plus préjudiciable pour cette population qu'elle inclut une proportion importante de la surface d'habitats protégés. En quantifiant la perte fonctionnelle d'habitat induite par les perturbations anthropiques, nous sommes désormais en mesure de statuer sur l'influence des activités récréotouristiques concernant la harde de caribou de la Gaspésie. Compte tenu de la situation critique dans laquelle se trouve cette population (statut et niveau de population), il apparaît que le développement de nouvelles activités anthropiques au sein de son aire de répartition diminuerait un peu plus la surface d'habitat accessible pour le caribou (Dyer et al. 2001; Leblond et al. 2011; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011).

En s'appuyant sur les résultats de cette étude, nous avons émis plusieurs recommandations visant à diminuer la densité de structures linéaires et à restreindre autant que possible les activités anthropiques au sein des habitats refuges du caribou de la Gaspésie. Bien que cette étude nous ait permis d'acquérir de nouvelles connaissances sur le comportement du caribou vis-à-vis des perturbations anthropiques, certaines questions et hypothèses émises pour interpréter ce comportement méritent d'être répondues pour compléter le portrait de la situation. Considérant que la vulnérabilité d'une population est directement reliée à son niveau de fragmentation (Fahrig, 2002), il semble essentiel de déterminer si les routes et les chemins agissent comme une barrière perméable ou semi-perméable aux déplacements du caribou (Dyer et al. 2002). De plus, la faible fréquence de localisations des caribous équipés de colliers VHF ne nous a pas permis de déterminer l'influence de certaines perturbations telles que l'utilisation des chemins de randonnée par l'homme en été. Tel que suggéré par Johnson et St-Laurent, (2011) les réponses comportementales du caribou peuvent intervenir à différentes échelles biologiques et possiblement affecter la dynamique de la population. Les travaux à venir sur cette population devraient donc s'intéresser à déterminer la structure spatiale de la population ainsi que les conséquences des perturbations anthropiques sur l'ensemble des échelles biologiques. Ces travaux permettraient de s'assurer de la compatibilité entre les objectifs de conservation de cette espèce avec les activités récréotouristiques proposées par le parc national de la Gaspésie au sein des habitats refuges du caribou.

Au-delà des perturbations anthropiques qui ont une influence néfaste sur le caribou (Seip, Johnson et Watts, 2007; Leblond et al. 2011; Polfus, Hebblewhite et Heinemeyer, 2011), la prédation est reconnue comme l'une des principales causes du déclin des hardes de caribous à travers son aire de répartition (Seip, 1992; Rettie et Messier, 1998). Une étude réalisée par Crête et Desrosiers (1995) démontrait que la harde de caribous de la Gaspésie est également soumise à un niveau de prédation très élevé puisque sur 25 faons suivis avec un collier VHF, 16 sont morts dont 10 par prédation par l'ours noir et le coyote. Afin de réduire le niveau de prédation et d'augmenter le seuil de recrutement, un programme de contrôle de prédateurs a été entrepris à partir de 1990. Compte tenu la surface de territoire restreinte sur laquelle intervient ce programme de contrôle ainsi que l'échelle sur laquelle l'ours et le coyote se déplacent (Mosnier et al. 2008), ce programme ne représente pas un outil pleinement efficace comme en atteste la faible proportion de faons dans la population après plus de 18 années de contrôle (Lalonde, 2010). Tel que suggéré par Mosnier et al. (2008), il se pourrait que la prédation par l'ours et le coyote intervienne dans le cadre des déplacements en périphérie de leurs domaines vitaux.

#### L'INFLUENCE DES STRUCTURES LINÉAIRES SUR LA SÉLECTION D'HABITAT DE L'OURS ET DU COYOTE

Considérant le réseau important de structures linéaires présentes au sein de l'aire d'étude et le rôle que ces structures pourraient avoir sur la répartition spatiale des prédateurs (coyote : Crête et Larivière, 2003; Kolbe et al. 2007; ours : Brody et Pelton, 1989; Hellgren, Vaughan et Stauffer, 1991), nous avons souhaité déterminer l'influence des routes et des chemins sur la sélection d'habitat de l'ours et du coyote. Pour cela nous avons utilisé les données issues du suivi télémétrique GPS de 23 coyotes et de 24 ours mené entre juillet 2002 et novembre 2004. Dans tous les cas, le modèle le plus parcimonieux retenu pour l'ours et le coyote à chaque période surclassait les modèles qui comprenaient seulement les variables d'habitat et de topographie, soulignant l'importance de considérer leurs effets sur la sélection d'habitat. Tout au long de l'année, les ours utilisaient les routes et les chemins, potentiellement afin de profiter des ressources alimentaires telles que les

plantes herbacées au printemps ou les essences productives de petits fruits à l'été et à l'automne qui se développent dans les emprises de ces structures. Les coyotes semblaient également profiter de la présence de plantes produisant des petits fruits qui se développent le long des routes et des chemins lors de la période de dispersion-fruits. Par ailleurs, ces deux prédateurs se tenaient à proximité des routes ou dans des secteurs où la densité de chemins est plus élevée, probablement pour utiliser ces structures qui facilitent leurs déplacements. C'est notamment le cas pour le coyote, lors de la période d'accouplement, où le couvert de neige est reconnu pour limiter sa capacité à se déplacer en raison de sa morphologie mal adaptée aux conditions d'enneigement important (Crête et Larivière, 2003).

D'autre part, la présence des termes d'interactions dans les meilleurs modèles nous a permis de mettre en évidence que les réponses de l'ours et du coyote face aux structures linéaires variaient en fonction du contexte environnemental, c.-à-d. en fonction du type d'habitat, de l'altitude, de la densité de chemins et de la distance aux routes. En effet, aux altitudes faibles et intermédiaires ainsi que dans les coupes 0-20 ans, la probabilité relative d'occurrence de l'ours diminuait avec l'augmentation de la densité de chemins. Au contraire, nous avons démontré que dans les habitats de toundra et de perturbations naturelles ou encore à altitude élevée, la probabilité relative d'occurrence de l'ours était plus élevée lorsque la densité de chemins augmentait. Ce comportement variable de l'ours en fonction du contexte suggère sa capacité à exploiter les chemins en fonction du danger potentiellement associé à ces structures (Brody et Pelton, 1989; Hellgren, Vaughan et Stauffer, 1991). En effet, les habitats de toundra, de perturbations naturelles ainsi que les habitats situés dans des classes d'altitude élevées sont pour la plupart localisés dans le parc national où la population d'ours n'est pas exploitée par la chasse sportive, contrairement aux habitats de coupes 0-20 ans et aux habitats situés dans les classes d'altitudes faibles et intermédiaires qui sont pour la plupart localisés en périphérie du parc où la chasse à l'ours est une pratique courante au printemps. À titre d'exemple, Brody et Pelton (1989) ainsi que Hellgren, Vaughan et Stauffer, (1991) ont démontré que les ours évoluant au sein d'une population chassée associaient les chemins à un plus grand risque en raison de la présence

de chasseurs et adaptaient leur comportement en évitant les habitats où la densité de ces structures était la plus élevée. Nos résultats ont également permis de révéler l'association entre les routes et les ours puisque ces derniers se tiennent à proximité des routes quelle que soit l'altitude considérée. En s'appuyant sur les relations documentées entre le trafic automobile et l'utilisation des routes par les ours (Brody et Pelton, 1989; Beringer, Seibert et Pelton, 1990; Fecske et al. 2002), ce résultat suggère que le niveau de fréquentation humaine est suffisamment faible pour ne pas induire d'évitement des routes par l'ours.

Bien que certaines études aient mis en lumière des comportements de sélection ou d'évitement des structures linéaires par le coyote (Crête et Larivière, 2003; Kolbe et al. 2007), cette étude constitue la première à mettre en évidence leur influence sur la sélection d'habitat de cette espèce en forêt boréale aménagée. Nous avons démontré que les coyotes sélectionnaient les habitats où la densité de chemins était la plus forte et qu'ils se tenaient à proximité des routes notamment à des altitudes faibles durant la saison d'accouplement et à toutes les classes d'altitude étudiées durant la saison de dispersion-fruits. Cette association avec les structures linéaires souligne à quel point le coyote dépend des routes et des chemins ainsi que des habitats perturbés adjacents à ces structures pour se maintenir en forêt boréale (Tremblay, Crête et Huot, 1998; Richer et al. 2002; Boisjoly, Ouellet et Courtois, 2010). En effet, au sein de son aire de répartition historique, le comportement des coyotes vis-à-vis des structures linéaires s'avère très différent. Certaines études ont démontré que le coyote évitait les zones où la densité de structures linéaires est élevée (Kays, Gompper et Ray, 2008) ou encore qu'il n'utilisait pas les structures linéaires les plus fréquentées par l'homme (ou seulement sur de courtes distances; Kolbe et al. 2007). Lors de la saison de dispersion-fruits, les coyotes sélectionnaient les habitats à proximité des routes où les habitats avec une densité élevée de chemins, en partie pour les classes d'altitude intermédiaire et élevée. Ce résultat est très intéressant puisqu'il nous indique que les structures linéaires présentes au sein de notre aire d'étude favorisent l'accès des coyotes aux habitats qui sont situés en altitude et qui seraient probablement moins utilisés en l'absence de ces structures (Crête et Larivière, 2003). Ce résultat est en accord avec Georges (1976) et Thibault et Ouellet (2005), qui suggèrent que les structures linéaires ont

un rôle essentiel dans la colonisation des habitats marginaux comme la forêt boréale du sud du Québec.

Les résultats de cette étude nous ont permis d'acquérir de nouvelles connaissances sur l'utilisation des structures linéaires par l'ours et le coyote en Gaspésie et plusieurs mesures visant à conserver la population menacée de caribou ont été émises. Considérant l'accessibilité accrue des prédateurs au sein du domaine vital de la population de caribous en présence d'un réseau de structures linéaires, nous avons proposé de ne pas développer davantage ce réseau et de reboiser, lorsque possible, les structures qui donnent accès aux habitats refuges du caribou. Une telle mesure permettrait également de diminuer la vulnérabilité des caribous face à la prédation puisque cette vulnérabilité augmente à proximité des structures linéaires (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington, St-Clair et Mercer, 2005; Whittington et al. 2011). Afin de garantir une zone refuge pour la population de caribous en hiver, nous avons par ailleurs recommandé de limiter la création de pistes de neige compactée favorisant les déplacements du coyote (Crête et Larivière, 2003; Kolbe et al. 2007). De plus, ces résultats devraient permettre d'orienter les mesures de gestion au sein du projet d'aire protégée avec utilisation durable des ressources en périphérie du parc là où les types d'habitat les plus favorables aux prédateurs et les plus fortes densités de chemins sont retrouvés.

Dans de futures études, il serait intéressant de relier l'influence de la présence des structures linéaires avec le risque de rencontre entre le caribou et ses prédateurs. Il serait donc pertinent d'utiliser les modèles de fonction de sélection de ressource pour calculer la probabilité relative d'occurrence dans l'espace pour ces trois espèces. À l'aide des probabilités d'occurrence du caribou et de ses prédateurs, nous pourrions calculer la probabilité de cooccurrence entre ces trois espèces et mettre en évidence les zones les plus sensibles, c.-à-d où la probabilité de cooccurrence entre le caribou et ses prédateurs serait la plus élevée.





## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APPS, C.D. et B.N. MCLELLAN, 2006. Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations. *Biological Conservation*, 130: 84-97.
- BANGS, E.E., T.N. BAILEY et PORTNER, M.F., 1989. Survival rates of adult female moose on the Kenai Peninsula, Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, 53: 557-563.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., D. FORTIN, C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2010. Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? *Ecography*, 34: 588-596.
- BEAUCHESNE, D., 2012. Influence of disturbances on the movements of female woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) across multiple spatiotemporal scales. Mémoire de maîtrise, Concordia University, 111p.
- BELLEAU, A., Y. BERGERON, A. LEDUC, S. GAUTHIER et A. FALL, 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *Forestry Chronicle*, 83: 72-83.
- BERINGER, J.J., S.G. SEIBERT et M.R. PELTON, 1990. Incidence of road crossing by black bears on Pisgah National Forest, North Carolina. *Bears: their biology and management. 8<sup>th</sup> international conference on bear research and management, Victoria, British Columbia, Canada*, 8: 85-92.

- BERGERON, Y., A. LEDUC, B.D. HARVEY et S. GAUTHIER, 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica*, 36: 81-95.
- BERGERUD, A., 1974. Decline of caribou in North America following settlement. *The Journal of Wildlife Management*, 38: 757-770.
- BOILEAU, F., M. CRÊTE et J. HUOT, 1994. Food habits of the black bear, *Ursus americanus*, and habitat use in Gaspésie Park, eastern Quebec. *Canadian Field-Naturalist*, 108: 162-169.
- BOISJOLY, D., J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 74: 3-11.
- BOYCE, M., P. VERNIER, S. NIELSEN et F. SCHMIEGELOW, 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157: 281-300.
- BRADLEY, L. C. et D.B. FAGRE, 1988. Coyote and bobcat responses to integrated ranch management practices in South Texas. *Journal of Range Management*, 41: 322-327.
- BRODY, A. et M. PELTON, 1989. Effects of roads on black bear movements in Western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin*, 17: 5-10.
- BROOKS, T.M., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. DA FONSECA, A.B. RYLANDS, W.R. KONSTANT, P. FLICK, J. PILGRIM, S. OLDFIELD, G. MAGIN et C. HILTON-TAYLOR, 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16: 909-923.
- CLARKE, G.P., P.C.L. WHITE et S. HARRIS, 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in South-West England. *Biological Conservation*, 86: 117-124.

- COURBIN, N., D. FORTIN, C. DUSSAULT et R. COURTOIS, 2009. Landscape management for woodland caribou : the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology*, 24: 1375-1388.
- COURTOIS, R. et J.-P. OUELLET, 2007. Modeling the impact of moose and wolf management on persistence of woodland caribou. *Alces*, 43: 13-27.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GINGRAS, C. DUSSAULT et D. BANVILLE, 2001. La situation du caribou forestier au Québec. *Le Naturaliste Canadien*, 125: 53-63.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, S. DE BELLEFEUILLE, C. DUSSAULT et A. GINGRAS, 2003a. Lignes directrices pour l'aménagement forestier en regard du caribou forestier, Quebec, Canada. Société de la faune et des parcs du Québec, Université du Québec à Rimouski, 20 p.
- COURTOIS, R., L. BERNATCHEZ, J.-P. OUELLET et L. BRETON, 2003b. Significance of caribou (*Rangifer tarandus*) ecotypes from a molecular genetics viewpoint. *Conservation Genetics*, 4: 393-404.
- COXSON, D.S. et J. MARSH, 2001. Lichen chronosequences (postfire and postharvest) in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests of Northern interior British Columbia. *Botany*, 79: 1449-1464.
- CRÊTE, M. et A. DESROSIERS, 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in Southeastern Quebec. *The Canadian Field-Naturalist*, 109: 227-235.
- CRÊTE, M. et S. LARIVIÈRE, 2003. Estimating the costs of locomotion in snow for coyotes. *The Canadian Journal of Zoology*, 81: 1808-1814.
- CRÊTE, M., C. BANVILLE, F. DUCHESNEAU, J. FERRON, J. HUOT, J. LEVESQUE et H. ROSS, 1990. Plan de redressement de la population de caribous du parc de

conservation de la Gaspésie. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, 20p.

DUCHESNE, M., S.D. COTE et C. BARRETTE, 2000. Response of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. *Biological Conservation*, 96: 311-317.

DUMONT, A., 1993. Impact des randonneurs sur les caribous (*Rangifer tarandus caribou*) du parc de la Gaspésie, Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Canada, 79p.

DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL et S. BOUTIN, 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 65: 531-542.

DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL et S. BOUTIN, 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in Northeastern Alberta. *The Canadian Journal of Zoology*, 80: 839-845.

EHRlich, P.R., 1994. Energy use and biodiversity loss. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 344: 99-104.

FAHRIG, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Application*, 12: 346-353.

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

FAHRIG, L. et T. RYTWINSKI, 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14: 21.

FECSKE, D.M., R.E. BARRY, F.L. PRECHT, H.B. QUIGLEY, S.L. BITTNER et T. WEBSTER, 2002. Habitat use by female black bears in Western Maryland. *The Southeastern Naturalist*, 1: 77-92.

- FERRON, J. et M.-H. St-LAURENT, 2005. L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière. *Vertigo*, 6(2). En ligne. <http://vertigo.revues.org/4227>. Consulté le 10 novembre 2012.
- FESTA-BIANCHET, M., J.C. RAY, S. BOUTIN, S.D. CÔTÉ et A. GUNN, 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *The Canadian Journal of Zoology*, 89: 419-434.
- FORMAN, R.T.T. et L.E. ALEXANDER, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207-231.
- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONETTE, A.P. CLEVINGER, C.D. CUTSHALL, V.H. DALE, L. FAHRIG, R. FRANCE, C.R. GOLDMAN, K. HEANUE, J.A. JONES, F.J. SWANSON, T. TURRENTINE et T.C. WINTER, 2003. Road ecology: science and solution. Island Press, Washington, 481p.
- GEORGES, S., 1976. A range extension of the coyote in Quebec. *The Canadian Field-Naturalist*, 90: 78-79.
- GERLACH, G. et K. MUSOLF, 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, 14: 1066-1074.
- GRINDER, M. I. et P.R. KRAUSMAN, 2001. Home range, habitat use, and nocturnal activity of coyotes in an urban environment. *The Journal of Wildlife Management*, 65: 887-898.
- GUSTINE, D., K. PARKER, R. LAY, M. GILLINGHAM et D. HEARD, 2006. Calf survival of woodland caribou in a multi-predator ecosystem. *Wildlife Monographs*, 165: 1-32.
- HAXTON, T., 2000. Road mortality of snapping turtles, *Chelydra serpentina*, in central Ontario during their nesting period. *Canadian Field-Naturalist*, 114: 106-110.

- HELLGREN, E., M. VAUGHAN et F. STAUFFER, 1991. Macrohabitat use by black bears in a Southeastern wetland. *The Journal of Wildlife Management*, 55: 442-448.
- HOLT, R.D. 1997. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology*, 12: 197-229
- ISABEL, C., 2009. Synthèse des connaissances du parc national de la Gaspésie, 286 p.
- JAEGER, J.A.G., J. BOWMAN, J. BRENNAN, L. FAHRIG, D. BERT, J. BOUCHARD, N. CHARBONNEAU, K. FRANK, B. BRUBER et K.T. VON TOSCHANOWITZ, 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185: 329-348.
- JAMES, A.R.C. et A.K. STUART-SMITH, 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *The Journal of Wildlife Management*, 64: 154-159.
- JOHNSON C. et M.-H. St-LAURENT, 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife. In: Naugle D.E. (eds) *Energy Development & Wildlife Conservation in Western North America*. Island Press, Washington, 23-54 p.
- KAYS, R.W., M.E. GOMPPER et J.C. RAY, 2008. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. *Ecological Applications*, 18: 1014–1027.
- KOLBE, J.A., J.R. SQUIRES, D.H. PLETSCHER et L.F. RUGGIERO, 2007. The effect of snowmobile trails on coyote movements within lynx home ranges. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1409-1418.
- LALONDE, M., 2010. Inventaire aérien du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), 2010. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 33p.

- LALONDE, M., et J. MICHAUD, 2013. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), automne 2012. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET, 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *The Journal of Zoology*, 289: 23-40.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, M. POULIN, R. COURTOIS et J. FORTIN, 2007. Management of roadside salt pools to reduce moose-vehicle collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 2304-2310.
- LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology*, 26: 1433-1446.
- LESMERISES, F., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT, 2012. Wolf habitat selection is shaped by human activities in a highly managed boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 276: 125-131.
- LINDZEY, F., K. BARBER, R. PETERS et E. MESLOW, 1986. Responses of a black bear population to a changing environment. *Bears: Their Biology and Management*, 6: 57-63.
- MADER, H.J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29: 81-96.
- MCLELLAN, B. et D. SHACKLETON, 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography. *The Journal of Applied Ecology*, 25: 451-460.

- MCRAE, D., L. DUCHESNE, B. FREEDMAN, T. LYNHAM et S. WOODLEY, 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews*, 9: 223-260.
- MEUNIER, F.D., C. VERHEYDEN et P. JOUVENTIN, 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 92: 291-298.
- MITCHELL, M. et R. POWELL, 2003. Response of black bears to forest management in the Southern Appalachian mountains. *The Journal of Wildlife Management*, 67: 692-705.
- Ministere du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 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, 173p.
- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2008. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience*, 15: 485-497.
- MOSNIER, A., J.-P. OUELLET, L. SIROIS et N. FOURNIER, 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *The Canadian Journal of Zoology*, 81: 1174-1184.
- MOSNIER, A., D. BOISJOLY, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2008. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 483-491.
- MURPHY, S.M. et J.A. CURATOLO, 1987. Activity budgets and movement rates of caribou encountering pipelines, roads, and traffic in Northern Alaska. *The Canadian Journal of Zoology*, 65: 2483-2490.
- NEUFELD, L., 2006. Spatial dynamics of wolves and woodland caribou in an industrial forest landscape in westcentral Alberta. Mémoire de maîtrise, Université d'Alberta, Edmonton, 169p.

- NOYCE, K. et P. COY, 1990. Abundance and productivity of bear food species in different forest types of Northcentral Minnesota. *Bears: Their Biology and Management*, 8: 169-181.
- OUELLET, J.-P., J. FERRON et L. SIROIS, 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in Southeastern Quebec. *The Canadian Journal of Zoology*, 74: 1922-1933.
- OXLEY, D.J., M.B. FENTON et G.R. CARMODY, 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *The Journal of Applied Ecology*, 11: 51-59.
- PERSON, D.K. et D.H. HIRTH, 1991. Home range and habitat use of coyotes in a farm region of Vermont. *The Journal of Wildlife Management*, 55: 433-441.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et R. COURTOIS, 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 76: 189-199.
- POLFUS, J.L., M. HEBBLEWHITE et K. HEINEMEYER, 2011. Identifying indirect habitat loss and avoidance of human infrastructure by Northern mountain woodland caribou. *Biological Conservation*, 144: 2637-2646.
- POTVIN, F., L. BRETON et R. COURTOIS, 2005. Responses of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *The Canadian Journal of Forest Research*, 35: 151-160.
- POWELL, R., J. ZIMMERMAN et D. SEAMAN, 1997. Ecology and behaviour of north american black bears: home ranges, habitat, and social organization, Kluwer Academic Publishers, 203p.
- REMMERT, H., 1994. Minimum animal populations. Ecological Studies 106. Springer Verlag, Berlin, 156p.

- RENAUD, L.-A, 2012. Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier. Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski. Mémoire de maîtrise, 73p.
- RETTIE, W.J. et F. MESSIER, 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of range in Saskatchewan. *The Canadian Journal of Zoology*, 76: 251-259.
- REYNOLDS-HOGLAND, M. et M. MITCHELL, 2007. Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: a long-term study. *The Journal of Mammalogy*, 88: 1050-1061.
- RICHER, M., M. CRÊTE, J.-P. OUELLET, L. RIVEST, et J. HUOT, 2002. The low performance of forest versus rural coyotes in northeastern North America: inequality between presence and availability of prey. *Ecoscience*, 9: 44-54.
- RØED, K., M. FERGUSON, M. CRÊTE et T. BERGERUD, 1991. Genetic variation in transferrin as a predictor for differentiation and evolution of caribou from Eastern Canada. *Rangifer*, 11: 65-74.
- ROGALA, J.K., M. HEBBLEWHITE, J. WHITTINGTON, C.A. WHITE, J. COLESHILL et M. MUSIANI, 2011. Human activity differentially redistribute large mammals in the Canadian Rockies national parks. *Ecology and Society*, 16:16.
- SEIP, D., 1991. Predation and caribou populations. *Rangifer*, 11: 46-52.
- SEIP, D.R., 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *The Canadian Journal of Zoology*, 70: 1494–1503.
- SEIP, D., 1998. Ecosystem management and the conservation of caribou habitat in British Columbia. *Rangifer Special Issue*, 10: 203-211.

- SEIP, D., C. JOHNSON et G. WATTS, 2007. Displacement of mountain caribou from winter habitat by snowmobiles. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1539-1544.
- St-LAURENT, M.-H., J.-P. OUELLET, A. MOSNIER, D. BOISJOLY et R. COURTOIS, 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? *Le Naturaliste Canadien*, 133: 6-14.
- St-LAURENT, M.-H., L.-A. RENAUD, M. LEBLOND et D. BEAUCHESNE, 2012. Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Le Naturaliste Canadien*, 136: 42-47.
- STONE, I., J.-P. OUELLET, L. SIROIS, M. ARSENEAU et M.-H. St-LAURENT, 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management*, 255: 2733-2742.
- THIBAUT, I. et J.-P. OUELLET, 2005. Hunting behavior of eastern coyotes in relation to vegetation cover, snow conditions, and hare distribution. *Ecoscience*, 12: 466-475.
- THURBER, J., R. PETERSON, J. WOOLINGTON et J. VUCETICH, 1992. Coyote coexistence with wolves on the Kenai peninsula, Alaska. *The Canadian Journal of Zoology*, 70: 2494-2498.
- THURBER, J.M., R.O. PETERSON, T.D. DRUMMER et S.A. THOMAS, 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 22: 61-68.
- TREMBLAY, J., M. CRÊTE, et J. HUOT, 1998. Summer foraging behaviour of eastern coyotes in rural versus forest landscape: a possible mechanism of source-sink dynamics. *Ecoscience*, 5: 172-182.
- TROMBULAK, S.C. et C.A. FRISSELL, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.

- VORS, L.S. et M.S. BOYCE, 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, 15: 2626-2633.
- VOS, C.C. et J.P. CHARDON, 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moorfrog *Rana arvalis*. *The Journal of Applied Ecology*, 35: 44-56.
- WHITTINGTON, J., C.C. ST. CLAIR et G. MERCER, 2005. Spatial Responses of Wolves to Roads and Trails in Mountain Valleys. *Ecological Applications*, 15: 543-553.
- WHITTINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N.J. DECESARE, L. NEUFELD, M. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI, 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *The Journal of Applied Ecology*, 48: 1535-1542.



