

Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou

Martin-Hugues St-Laurent, Limoilou-Amélie Renaud, Mathieu Leblond et David Beauchesne

Volume 136, numéro 2, printemps 2012

Routes et faune terrestre : de la science aux solutions

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1009105ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1009105ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

St-Laurent, M.-H., Renaud, L.-A., Leblond, M. & Beauchesne, D. (2012). Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou. *Le Naturaliste canadien*, 136(2), 42–47. <https://doi.org/10.7202/1009105ar>

Résumé de l'article

Le caribou (*Rangifer tarandus*) est une espèce particulièrement sensible aux perturbations anthropiques. En utilisant un cadre conceptuel basé sur les différentes échelles biologiques de réponse à une perturbation, nous présentons une revue des connaissances actuelles sur les impacts des routes, chemins et sentiers sur plusieurs facettes de l'écologie de cette espèce. Que ce soit en induisant une augmentation du comportement de vigilance, un évitement des routes, une diminution de l'accès à des ressources alimentaires ou encore un plus grand risque de rencontre avec un prédateur, les routes représentent des perturbations anthropiques importantes, dont les impacts s'ajoutent aux autres formes de perturbations présentes en milieu forestier.

Synthèse des connaissances relatives aux impacts des routes sur l'écologie du caribou

Martin-Hugues St-Laurent, Limoilou-Amélie Renaud,
Mathieu Leblond et David Beauchesne

Résumé

Le caribou (*Rangifer tarandus*) est une espèce particulièrement sensible aux perturbations anthropiques. En utilisant un cadre conceptuel basé sur les différentes échelles biologiques de réponse à une perturbation, nous présentons une revue des connaissances actuelles sur les impacts des routes, chemins et sentiers sur plusieurs facettes de l'écologie de cette espèce. Que ce soit en induisant une augmentation du comportement de vigilance, un évitement des routes, une diminution de l'accès à des ressources alimentaires ou encore un plus grand risque de rencontre avec un prédateur, les routes représentent des perturbations anthropiques importantes, dont les impacts s'ajoutent aux autres formes de perturbations présentes en milieu forestier.

MOTS CLÉS: caribou forestier, échelles biologiques, effets cumulés, fragmentation, routes

Introduction

Les réseaux routiers représentent une perturbation majeure qui modifie la structure et la composition des écosystèmes naturels à l'échelle mondiale. Considérant le développement constant des réseaux routiers et le nombre grandissant de véhicules qui les utilisent, il est plausible de croire que les impacts des routes sur la faune ont augmenté de manière importante au cours des dernières décennies (Forman et Alexander, 1998). De cette problématique est née l'écologie routière (*road ecology*), une discipline assez récente, mais prolifique, qui vise à comprendre et atténuer les impacts des routes sur la faune (p. ex.: Forman et collab., 2003; Fahrig et Rytwinski, 2009).

Plusieurs travaux ont mis en lumière les multiples effets des structures linéaires telles que les routes sur diverses espèces fauniques (p. ex.: Spellerberg, 1998; Trombulak et Frissell, 2000). Des corrélations négatives entre des variables routières (densité de route, volume du trafic) et des indices de densité de population ou de diversité faunique ou génétique ont été démontrées chez plusieurs taxons dont des amphibiens (Fahrig et collab., 1995), des oiseaux (Reijnen et collab., 1995) et des mammifères (Forman et Alexander, 1998). Les routes peuvent avoir des impacts directs tels que les mortalités par collision (Hels et Buchwald, 2001; Clevenger et collab., 2003; Dussault et collab., 2006), mais également des impacts indirects tels que la dégradation de la qualité de l'environnement (Forman et collab., 2003), la perte et la fragmentation de l'habitat (Jaeger et Fahrig, 2004), la modification du comportement d'utilisation de l'espace (Leblond et collab., 2011) ou encore l'intensification du braconnage ou de la chasse en réponse à une meilleure accessibilité du territoire (Stussy et collab., 1994). Les routes peuvent de plus induire une augmentation des dépenses énergétiques associées au dérangement anthropique (Murphy et Curatolo, 1987) ou à un effet de barrière (Curatolo et Murphy, 1986), de même que des changements dans les relations prédateur-proie (Rogala et collab., 2011; Whittington et collab., 2011).

Ultimement, les routes peuvent donc avoir des répercussions démographiques importantes telles que la modification du rapport des sexes (Gibbs et Steen, 2005) et de l'organisation sociale (Mansergh et Scotts, 1989), ou encore un morcellement des populations (Dyer et collab., 2001) et la perte de variabilité génétique (Keller et Largiader, 2003). Devant une telle diversité d'impacts, une synthèse s'impose afin de mieux comprendre les mécanismes par lesquels une perturbation comme les routes influence l'écologie d'une espèce. Ce constat s'avère particulièrement essentiel pour les espèces à statut précaire qui s'adaptent difficilement à l'accumulation de perturbations dans leur habitat et qui constituent un enjeu de conservation.

Nous faisons ici une revue de la littérature concernant les principaux impacts des routes sur le caribou (ou renne en Europe) (*Rangifer tarandus*). Afin de simplifier le texte, nous utiliserons ci-après le terme « caribou » pour référer tant au caribou des bois (*R. t. caribou*) qu'au renne (*R. t. tarandus*). Nous situons notre revue dans un cadre conceptuel faisant intervenir des échelles hiérarchiques de réponse biologique aux perturbations (Johnson et St-Laurent, 2011).

Les échelles biologiques de réponse aux perturbations

Johnson et St-Laurent (2011) ont récemment proposé un cadre conceptuel unifié permettant de mieux comprendre les impacts des perturbations sur la faune et d'intégrer les

Martin-Hugues St-Laurent est professeur en écologie animale à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) (martin-hugues_st-laurent@uqar.ca), où Limoilou-Amélie Renaud est étudiante à la maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats (la_renaud@hotmail.com) et Mathieu Leblond étudiant au doctorat en biologie (Mathieu_Leblond@uqar.ca).

David Beauchesne est étudiant à la maîtrise en géographie à l'Université Concordia.

david.beauchesne@hotmail.com

Tous les auteurs sont membres du groupe de recherche BORÉAS et du Centre d'études nordiques.

réponses exprimées en fonction d’une succession d’échelles biologiques hiérarchiques. Ces échelles de réponse, qui couvrent aussi bien la physiologie, le comportement, la nutrition, le budget énergétique, les paramètres vitaux (p. ex. : survie, mortalité, recrutement), les niveaux de population, que les interactions entre espèces (figure 1), permettent de mieux comparer les résultats provenant de différentes études. L’hypothèse sous-jacente à ces échelles biologiques veut que l’atténuation des impacts d’une perturbation passe d’abord par une réponse biologique (p. ex. modification du comportement) et que des réponses aux échelles biologiques supérieures (p. ex. diminution de la reproduction) ne soient enclenchées que si l’impact de la perturbation ne peut être atténué par la réponse déjà exprimée à une échelle biologique inférieure. De plus, ce cadre conceptuel permet de relier les impacts à la sévérité et à l’amplitude des perturbations, tant dans le temps que dans l’espace (Johnson et St-Laurent, 2011).

Vulnérabilité des sous-espèces de caribou

Les espèces fauniques ne sont pas toutes vulnérables de la même façon aux routes et autres perturbations humaines; en effet, certaines espèces peuvent même tirer profit de la proximité d’un réseau routier (Berger, 2007; Laurian et collab., 2008). Parmi les facteurs permettant d’expliquer la vulnérabilité

d’une espèce face aux routes, notons la mobilité et la taille du domaine vital qui augmentent la probabilité d’entrer en contact avec une route, mais également la longévité, un faible taux de reproduction et de faibles densités à l’échelle du paysage (Gibbs et Shriver, 2002; Fahrig et Rytwinski, 2009; Rytwinski et Fahrig, 2011). Ces caractéristiques, communes à plusieurs espèces de grands mammifères, représentent bien le cas du caribou dont les différentes populations présentent généralement de faibles taux de croissance, notamment en raison d’un faible taux de recrutement lié à la mortalité d’une proportion élevée des faons (Pinard et collab., 2012). Ce constat est d’autant plus problématique que les femelles ne donnent naissance qu’à un seul faon par année contrairement à d’autres espèces de cervidés. Conséquemment, plusieurs des populations de caribou se sont vu attribuer un statut précaire un peu partout dans l’aire de répartition de l’espèce (Vors et Boyce, 2009).

Malgré cette vulnérabilité établie, certains facteurs peuvent compliquer notre compréhension des impacts des routes sur l’écologie du caribou. Ces impacts varieront en effet selon les infrastructures adjacentes aux routes, les types de véhicules les utilisant, la densité du trafic, le type de route (p. ex. : primaire, secondaire, chemin forestier), la matrice d’habitat entourant la route, le degré d’habitation des animaux, la taille des groupes d’individus, le sexe, l’âge

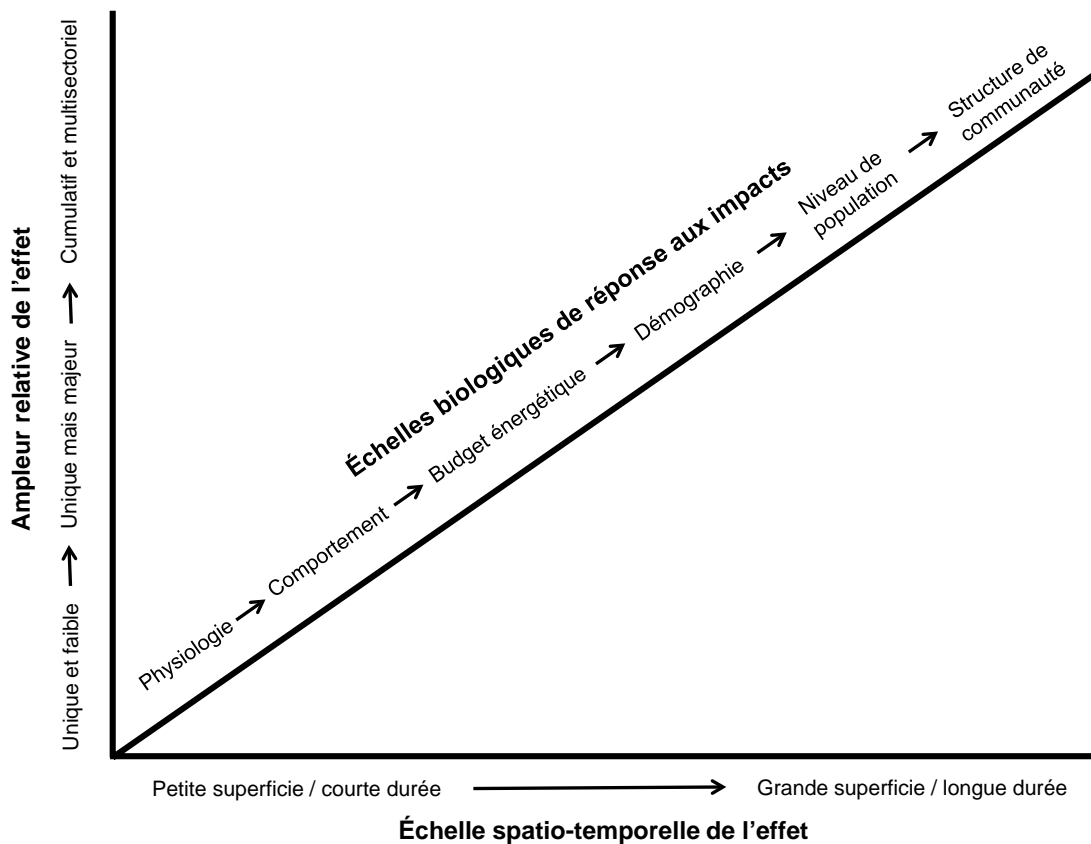


Figure 1. Représentation schématique du cadre conceptuel permettant de classifier et prédire les impacts des perturbations anthropiques sur la faune à plusieurs échelles spatiales, temporelles et biologiques. Adapté de Johnson et St-Laurent (2011).

et, finalement, la saison et les conditions météorologiques (Klein, 1991 ; Wolfe et collab., 2000). De plus, en raison de leur association étroite avec des infrastructures humaines diverses (p. ex. : villes, coupes forestières, mines, barrages, oléoducs, etc.), les routes peuvent avoir des impacts difficiles à discerner des autres sources de dérangement anthropique. Ainsi, l'impact des routes doit souvent être considéré comme cumulé aux autres formes de développement industriel (Nellemann et collab., 2001).

Synthèse des impacts des routes sur l'écologie du caribou

Impacts sur la physiologie

La réponse physiologique correspond à la première échelle biologique de réponse à une perturbation. En effet, d'un point de vue physiologique, les stimuli liés au dérangement anthropique impliquent les mêmes compromis pour un animal que le risque de prédation (Frid et Dill, 2002). Ainsi, tout comme le risque de prédation, une perturbation anthropique provoquera l'adoption de stratégies anti-prédatrices telles que la vigilance, l'évitement et la fuite (Sheriff et collab., 2009). Ces comportements peuvent interférer avec d'autres activités cruciales (p. ex. l'alimentation) et ultimement causer un déséquilibre énergétique (Frid et Dill, 2002 ; Busch et Hayward, 2009). Des réponses physiologiques comme l'augmentation du rythme cardiaque ont été documentées en réaction à des perturbations humaines chez plusieurs espèces comme l'antilope d'Amérique (*Antilocapra americana sonoriensis* : Krausman et collab., 2004). Toutefois, peu d'études ont mis en évidence de tels impacts sur le caribou (voir toutefois Harrington [1996] pour les impacts de vols à basse altitude). Cependant, une étude récente a démontré qu'une augmentation du dérangement dans le domaine vital d'un caribou contribuait à accroître le niveau de cortisol dans ses poils, un indicateur du stress chronique (Renaud, 2012).

Impacts sur le comportement

Lorsque les impacts physiologiques deviennent trop importants, un animal pourra modifier son comportement, allant jusqu'à changer d'habitat, et possiblement perdre l'accès à certaines ressources (Johnson et St-Laurent, 2011). Les réponses comportementales du caribou face aux perturbations représentent d'ailleurs une des facettes de l'écologie les plus étudiées chez cette espèce. Ces réponses varient, passant de l'augmentation de la vigilance (Bradshaw et collab., 1998) à l'habituation, de l'évitement des routes à la relocalisation permanente vers d'autres milieux adjacents ou encore à l'abandon de certaines portions du domaine vital, voire du paysage (Cameron et collab., 1992 ; Vistnes et Nellemann, 2001 ; Vors et collab., 2007 ; Leblond et collab., 2012). Par exemple, le caribou peut exprimer des réactions à court terme telles que la fuite face à des marcheurs sur des sentiers pédestres et augmenter son temps de vigilance à moyen ou long terme (Duchesne et collab., 2000). Il a cependant été suggéré que le caribou pourrait s'habituer à l'activité humaine (Wolfe et

collab., 2000). À titre d'exemple, une étude menée en Alaska suggère que les caribous feraient preuve d'habituation par rapport aux routes liées au développement pétrolier en dehors de la période de mise bas (Haskell et collab., 2006). Toutefois, au-delà d'un certain seuil d'activité humaine, de nombreux individus peuvent être affectés et des impacts démographiques sont susceptibles de survenir (Johnson et St-Laurent, 2011).

La sélection d'habitat et l'évitement

On parle généralement de sélection ou d'évitement d'un habitat lorsque l'utilisation de cet habitat est respectivement supérieur ou inférieur à sa disponibilité dans l'environnement (Johnson, 1980). Plusieurs études démontrent que le caribou évite les routes pavées et les chemins de gravier (James et Stuart-Smith, 2000 ; Dyer et collab., 2001, 2002 ; Vistnes et collab., 2008 ; Leblond et collab., 2011, 2012). De manière générale, l'intensité de l'évitement est inversement proportionnelle à la densité des routes et du trafic (Curatolo et Murphy, 1986 ; Nellemann et Cameron, 1998 ; Wolfe et collab., 2000 ; Vistnes et collab., 2001, 2008). Cependant, aucune étude n'a établi de seuils de densité, largeur ou trafic au-delà desquels la présence de routes devient intolérable au caribou. Le type de corridor routier influence également la réponse observée. Tandis que les routes de fort calibre sont souvent évitées, les sentiers touristiques ou les chemins saisonniers sont plutôt utilisés par le caribou (Vistnes et collab., 2008). Skarin (2006) a d'ailleurs démontré que les sentiers de randonnée étaient utilisés principalement durant la nuit, alors que la fréquentation humaine était minimale ou nulle. De la même manière, la distance d'évitement d'une route pavée semble plus élevée que celle d'un chemin forestier chez le caribou forestier (Leblond et collab., 2011). Un tel évitement pourrait même s'étendre jusqu'à plus de 5 km des routes, des autoroutes et des infrastructures touristiques (chalets, sentiers) (Vistnes et collab., 2008 ; Leblond et collab., 2012).

La principale conséquence du comportement d'évitement d'une perturbation consiste en une perte fonctionnelle d'habitat. Après la construction de routes, une partie de l'habitat devient inaccessible, ce qui signifie que les impacts vont bien au-delà de la surface couverte par les routes elles-mêmes (Cameron et collab., 1992 ; Leblond et collab., 2012). En ce sens, il a été démontré que l'utilisation des massifs de forêt résiduelle par le caribou forestier diminuait avec la densité de routes, de chalets et de coupes dans le paysage environnant (Lesmerises, 2011). Ces résultats soulignent à quel point la présence de structures anthropiques pérennes comme les routes peut compromettre les efforts investis pour maintenir des habitats propices au caribou.

Les impacts des routes sur le caribou semblent plus importants à certaines périodes de l'année. La mise bas apparaît comme une période critique du cycle vital annuel de l'espèce durant laquelle la réponse aux routes pourrait être exacerbée. Cameron et collab. (1992) ont montré que les caribous femelles en Alaska s'éloignaient des routes pendant la période de mise bas malgré une faible densité de trafic (100-200 véhicules/jour). Enfin, les individus ne réagissent pas tous de la même manière à la présence d'une route. Haskell et

collab. (2006) ont démontré que, dans les semaines suivant la mise bas, les femelles suitées évitaient davantage les routes que les femelles sans faon.

Mahoney et Schaefer (2002) ont suggéré que c'était la construction d'une route et son utilisation par les véhicules, plutôt que la structure physique en elle-même, qui auraient réellement des impacts négatifs sur le caribou. Ces auteurs ont observé que les caribous semblaient moins enclins à fréquenter la zone située à moins de 3 km d'un projet hydroélectrique en construction durant leurs migrations pendant une période s'étendant jusqu'à 2 ans suivant la fin du projet. Les caribous forestiers de Charlevoix ont montré un évitement similaire des zones en construction du projet de réfection de la route 175 (Leblond et collab., 2012).

L'effet de barrière associé à la fragmentation

Bien qu'elles ne constituent habituellement pas des obstacles infranchissables pour les ongulés, les routes peuvent agir comme une barrière aux déplacements et morceler l'habitat (Jaeger et Fahrig, 2004; Fahrig et Rytwinski, 2009). Les routes, chemins de fer et lignes de transport d'énergie sont reconnus comme des obstacles à la migration du caribou migrateur (Curatolo et Murphy, 1986; Nellemann et collab., 2000; Vistnes et collab., 2008). Bien que les routes à faible trafic puissent parfois servir de corridors de déplacement pendant les migrations, les routes importantes, de même que les routes où les possibilités de rencontre avec le loup (*Canis lupus*) et l'homme augmentent, ne sont pas utilisées (Nellemann et collab., 2000). Dans le parc national de Banff, une étude a démontré que la probabilité de rencontre entre le loup et le caribou augmentait à proximité des routes (Whittington et collab., 2011).

La fidélité au domaine vital

Les femelles du caribou forestier démontrent une fidélité interannuelle à leur domaine vital (Faille et collab., 2010), un comportement qui favoriserait la survie et le succès reproducteur en permettant une meilleure familiarité avec les ressources telles que le couvert de fuite et la nourriture. Or, les routes influencent ce comportement, ce qui pourrait avoir des conséquences importantes au niveau de la population. Par exemple, la présence de nouvelles routes en association avec un développement pétrolier en Alaska a forcé les femelles à modifier l'emplacement de leur site de mise bas historique, ce qui s'est traduit par une baisse de la productivité de la population (Cameron et collab., 1992, 2005). Pour plusieurs périodes de l'année, Faille et collab. (2010) ont démontré que la présence de routes et de coupes forestières affectait la fidélité au domaine vital des femelles de 3 populations québécoises, en les poussant à utiliser de plus grands domaines vitaux et à modifier l'emplacement de leurs domaines vitaux saisonniers d'une année à l'autre.

Impacts sur l'alimentation et le budget énergétique

Une modification du comportement induit souvent une dépense énergétique et un stress nutritionnel par le biais

d'une augmentation du taux de déplacement, une réduction de l'apport calorique lié à la vigilance et à la diminution du temps passé à s'alimenter, ainsi qu'à un accès limité à des ressources rares ou essentielles (Tyler, 1991; Bradshaw et collab., 1998; Reimers et collab., 2003). Par exemple, les caribous qui s'alimentent à proximité des routes sont souvent dérangés par le bruit associé au trafic et à la construction d'infrastructures anthropiques (Bradshaw et collab., 1998; Cameron et collab., 2005). Il a d'ailleurs été observé que la perte fonctionnelle d'habitat disponible à proximité des routes concentrait les individus dans les habitats éloignés des routes où les ressources alimentaires étaient localement surexploitées (Nellemann et Cameron, 1998; Nellemann et collab., 2001; Dahle et collab., 2008). Cette concentration d'individus liée à l'évitement des routes peut donc parfois induire de la compétition intra-spécifique qui peut avoir des conséquences sur la condition physique des individus (Nellemann et Cameron, 1998).

Les routes peuvent également avoir des impacts positifs sur la quête alimentaire en offrant des ressources qui s'avèrent rares en temps normal. Les jeunes tiges d'essences feuillues et les plantes herbacées abondent souvent en bordure des routes et représentent des sources de nourriture de qualité pour les ongulés en général et pour le caribou en été (Post et Klein, 1999). Cet avantage énergétique peut toutefois être compromis par une augmentation de risque de collision avec un véhicule (Fahrig et Rytwinski, 2009) de même qu'avec une plus grande probabilité de rencontre avec un prédateur (Whittington et collab., 2011).

Impacts sur la démographie et les relations interspécifiques

Lorsqu'un animal ne peut plus répondre à ses besoins énergétiques et nutritionnels et qu'une proportion importante de la population est touchée, des impacts sur la dynamique des populations peuvent être observés, par exemple une réduction du taux de survie, de la fécondité et du recrutement. Ces impacts sont eux-mêmes liés à une piètre condition physique ou encore à un comportement mal adapté aux conditions du milieu qui pourrait mener à une plus grande probabilité de rencontrer des prédateurs (Phillips et Aldredge, 2000; Frair et collab., 2008; Fahrig et Rytwinski, 2009; Whittington et collab., 2011). En restreignant l'accès à certains habitats propices et en confinant les individus à l'intérieur d'habitats sous-optimaux, les routes peuvent donc avoir des répercussions négatives sur l'énergie disponible à la reproduction ou à l'évitement des prédateurs. Conséquemment, les impacts démographiques sont sans contredit les plus marquants puisqu'ils peuvent entraîner des déclin d'abondance, et même mener à l'extirpation locale ou l'extinction d'une espèce (Mattson et Merrill, 2002; Schaefer, 2003).

Plusieurs études réalisées dans la forêt boréale démontrent que le déclin des populations de caribou est essentiellement lié à une augmentation de la densité des proies alternatives du loup comme l'orignal (*Alces alces*), qui bénéficie des modifications d'habitat dues à l'exploitation forestière (James et Stuart-Smith, 2000; Vors et collab.,

2007). Dans ce nouveau paysage où les orignaux et les loups sont mieux répartis et plus abondants, le caribou subit une plus grande pression de prédation par le loup (Seip, 1992; Courtois et collab., 2008). Les routes jouent un rôle important dans ce déséquilibre trophique, puisqu'elles augmentent les mortalités par prédation naturelle. En effet, les corridors linéaires comme les routes facilitent les déplacements des loups sur leur territoire, ce qui leur permet d'être plus efficaces à la chasse (James et Stuart-Smith, 2000; James et collab., 2004; Whittington et collab., 2005, 2011) et d'augmenter du même coup leur pression de prédation sur le caribou (Neufeld, 2006).

Les effets à long terme de la construction de routes peuvent également être plus directs puisque les routes donnent souvent accès à des régions reculées, autrefois libres de structures anthropiques (James et collab., 2004). Les routes nouvellement créées augmentent le niveau de dérangement par une fréquentation humaine accrue et facilitent l'accès aux chasseurs et aux braconniers. Toutefois, l'impact le plus immédiat des routes demeure l'augmentation du risque de collision routière, bien que ce facteur ne soit pas fréquemment quantifié dans le cas du caribou.

Conclusion

Comme pour la faune terrestre en général (Fahrig et Rytwinski, 2009), les impacts des routes semblent majoritairement négatifs pour le caribou (James et Stuart-Smith, 2000; Nellemann et collab., 2001; Dyer et collab., 2002). De plus, ces impacts ne doivent pas être considérés de manière individuelle, mais bien en combinaison avec les autres formes de développement anthropique qui affectent l'habitat du caribou. Nous avons démontré que les réponses exprimées par le caribou se traduisent à plusieurs échelles biologiques, mettant ainsi en perspective l'importance des impacts observés. Les routes étaient reconnues pour influencer sur le comportement, mais nous avons également démontré qu'elles avaient des impacts sur la physiologie, la démographie, les relations avec les autres espèces ainsi que sur la survie des caribous.

À plusieurs endroits en Amérique du Nord, des efforts ont été mis en place afin d'atténuer les impacts des routes et du développement industriel sur le caribou, notamment en interdisant la construction pendant la mise bas. Une autre mesure d'atténuation envisageable est la renaturalisation des routes (c'est-à-dire leur reboisement), une stratégie qui gagne actuellement en popularité et qui déjà a démontré quelques effets bénéfiques tant sur la faune en général (Switalski et collab., 2004) que sur le caribou (Nellemann et collab., 2010). Cependant, les effets de telles mesures d'atténuation pourraient s'avérer insuffisants si les impacts globaux du développement anthropique se traduisent, à long terme, par un bilan démographique négatif des populations de caribou. ◀

Références

BERGER, J., 2007. Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters*, 3: 620-623.

BRADSHAW, C.J.A., S. BOUTIN et D.M. HEBERT, 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1319-1324.

BUSCH, D.S. et L.S. HAYWARD, 2009. Stress in a conservation context: A discussion of glucocorticoid actions and how levels change with conservation-relevant variables. *Biological Conservation*, 142: 2844-2853.

CAMERON, R.D., D.J. REED, J.R. DAU et W.T. SMITH, 1992. Redistribution of calving caribou in response to oil-field development on the Arctic slope of Alaska. *Arctic*, 45: 338-342.

CAMERON, R.D., W.T. SMITH, R.G. WHITE et B. GRIFFITH, 2005. Central Arctic caribou and petroleum development: distributional, nutritional, and reproductive implications. *Arctic*, 58: 1-9.

CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ et K.E. GUNSON, 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109: 15-26.

COURTOIS, R., A. GINGRAS, D. FORTIN, A. SEBBANE, B. ROCHETTE et L. BRETON, 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 2837-2849.

CURATOLO, J. et S. MURPHY, 1986. The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field-Naturalist*, 100: 218-224.

DAHLE, B., E. REIMERS et J.E. COLMAN, 2008. Reindeer (*Rangifer tarandus*) avoidance of a highway as revealed by lichen measurements. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 27-35.

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

DUSSAULT, C., M. POULIN, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12: 415-425.

DYER, S.J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL et S. BOUTIN, 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *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. *Canadian Journal of Zoology*, 80: 839-845.

FAHRIG, L. et T. RYTWINSKI, 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. [En ligne] *Ecology and Society*, 14(1): art. 21.

FAHRIG, L., J.H. PEDLAR, S.E. POPE, P.D. TAYLOR et J.F. WEGNER, 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73: 177-182.

FAILLE, G., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN, R. COURTOIS, M.-H. ST-LAURENT et C. DUSSAULT, 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation*, 143: 2840-2850.

FORMAN, R.T.T. et L.E. ALEXANDER, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207-232.

FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONETTE, A.P. CLEVENGER, C.D. CUTSHALL, V.H. DALE, L. FAHRIG, R.L. FRANCE, C.R. GOLDMAN, K. HEANUE, J. JONES, F. SWANSON, T. TURRENTINE et T.C. WINTER, 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, 479 p.

FRAIR, J.L., E.H. MERRILL, H.L. BEYER et J.M. MORALES, 2008. Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1504-1513.

FRID, A. et L. DILL, 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. [En ligne] *Ecology and Society*, 6(1): art. 11.

GIBBS, J.P. et W.G. SHRIVER, 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16: 1647-1652.

GIBBS, J.P. et D.A. STEEN, 2005. Trends in sex ratios of turtles in the United States: implications of road mortality. *Conservation Biology*, 19: 552-556.

HARRINGTON, F.H., 1996. Human impacts on George River Caribou: An overview. *Rangifer Special Issue*, 9: 277-278.

HASKELL, S.P., R.M. NIELSON, W.B. BALLARD, M.A. CRONIN et T.L. McDONALD, 2006. Dynamic responses of calving caribou to oilfields in northern Alaska. *Arctic*, 59: 179-190.

HELIS, T. et E. BUCHWALD, 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99: 331-340.

JAEGER, J.A.G. et L. FAHRIG, 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18: 1651-1657.

- JAMES, A.R.C. et A.K. STUART-SMITH, 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. *Journal of Wildlife Management*, 64: 154-159.
- JAMES, A.R.C., S. BOUTIN, D.M. HEBERT et A.B. RIPPIN, 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management*, 68: 799-809.
- JOHNSON, C.J. et M.-H. ST-LAURENT, 2011. Unifying framework for understanding impacts of human developments on wildlife. Dans : NAUGLE, D.E. (édit.). *Energy development and wildlife conservation in western North America*. Island Press, Washington, p. 23-54.
- JOHNSON, D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- KELLER, I. et C.R. Largiader, 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 270: 417-423.
- KLEIN, D.R., 1991. Caribou in the changing North. *Applied Animal Behaviour Science*, 29: 279-291.
- KRAUSMAN, P.R., L.K. HARRIS, C.L. BLASCH, K.K.G. KOENEN et J. FRANCINE, 2004. Effects of military operations on behavior and hearing of endangered Sonoran pronghorn. *Wildlife Monograph*, 157: 1-41.
- LAURIAN, C., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2008. Behavioral adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management*, 72: 1094-1100.
- LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS, 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology*, 26: 1433-1446.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET, 2012. Réponses comportementales du caribou forestier à l'élargissement d'un axe routier majeur. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2): 22-28.
- Lesmerises, R., 2011. Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 115 p.
- MAHONEY, S.P. et J.A. SCHAEFER, 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biological Conservation*, 107: 147-153.
- MANSERGH, I.M. et D.J. SCOTTS, 1989. Habitat continuity and social organization of the mountain pygmy-possum restored by tunnel. *Journal of Wildlife Management*, 53: 701-707.
- MATTSON D.J. et T. MERRILL, 2002. Extirpations of grizzly bears in the contiguous United States, 1850-2000. *Conservation Biology*, 16: 1123-1136.
- MURPHY S.M. et J.A. CURATOLO, 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. et R.D. CAMERON, 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1425-1430.
- NELLEMANN, C., P. JORDHØY, O.G. STØEN et O. STRAND, 2000. Cumulative impacts of tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. *Arctic*, 53: 9-17.
- NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHØY et O. STRAND, 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation*, 101: 351-360.
- NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHØY, O.-G. STØEN, B.P. KALTENBORN, F. HANSSSEN et R. HELGESEN, 2010. Effects of recreational cabins, trails and their removal for restoration of reindeer winter ranges. *Restoration Ecology*, 18: 873-881.
- 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, 169 p.
- PHILLIPS, G.E. et A.W. ALDREDGE, 2000. Reproductive success of elk following disturbances by humans during calving season. *Journal of Wildlife Management*, 64: 521-530.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, D. FORTIN et R. COURTOIS, 2012. Calving rate, calf survival rate and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *Journal of Wildlife Management*, 76: 189-199.
- POST, E. et D.R. KLEIN, 1999. Caribou calf production and seasonal range quality during a population decline. *Journal of Wildlife Management*, 63: 335-345.
- REIJNEN, R., R. FOPPEN, C. Ter BRAAK et J. THISSEN, 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. 3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, 32: 187-202.
- REIMERS, E., S. EFTESTOL et J.E. COLMAN, 2003. Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management*, 67: 747-754.
- RENAUD, L.-A., 2012. Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 97 p.
- ROGALA, J.K., M. HEBBLEWHITE, J. WHITTINGTON, C.A. WHITE, J. COLESHILL et M. MUSIANI, 2011. Human activity differentially redistributes large mammals in the Canadian Rockies National Parks. [En ligne] *Ecology and Society*, 16 (3): art. 16.
- RYTWINSKI, T. et L. FAHRIG, 2011. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Applications*, 21: 589-600.
- SCHAEFER, J.A., 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology*, 17: 1435-1439.
- SEIP, D.R., 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British-Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 70: 1494-1503.
- SHERIFF, M.J., C.J. KREBS et R. BOONSTRA, 2009. The sensitive hare: sublethal effects of predator stress on reproduction in snowshoe hares. *Journal of Animal Ecology*, 78: 1249-1258.
- SKARIN, A., 2006. Reindeer use of alpine summer habitats. Thèse de doctorat, Université d'Uppsala, Uppsala, 30 p.
- SPELLERBERG, I.F., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7: 317-333.
- STUSSY, R.J., W.D. EDGE et T.A. O'NEIL, 1994. Survival of resident and translocated female elk in the Cascade Mountains of Oregon. *Wildlife Society Bulletin*, 22: 242-247.
- SWITALSKI, T.A., J.A. BISSONETTE, T.H. DELUCAS, C.H. LUCE et M.A. MADEJ, 2004. Benefits and impacts of road removal. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 21-28.
- TROMBULAK, S.C. et C.A. FRISSELL, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.
- TYLER, N.J.C., 1991. Short-term behavioral-responses of Svalbard reindeer *Rangifer tarandus platyrhynchus* to direct provocations by a snowmobile. *Biological Conservation*, 56: 179-194.
- VISTNES, I.I. et C. NELLEMANN, 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management*, 65: 915-925.
- VISTNES, I.I., C. NELLEMANN, P. JORDHØY et O. STRAND, 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology*, 24: 531-537.
- VISTNES, I.I., C. NELLEMANN, P. JORDHØY et O.G. STØEN, 2008. Summer distribution of wild reindeer in relation to human activity and insect stress. *Polar Biology*, 31: 1307-1317.
- VORS, L.S. et M.S. BOYCE, 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology*, 15: 2626-2633.
- VORS, L.S., J.A. SCHAEFER, B.A. POND, A.R. RODGERS et B.R. Patterson, 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 71: 1249-1256.
- 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. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1535-1542.
- WOLFE, S.A., B. GRIFFITH et C.A.G. WOLFE, 2000. Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research*, 19: 63-73.