

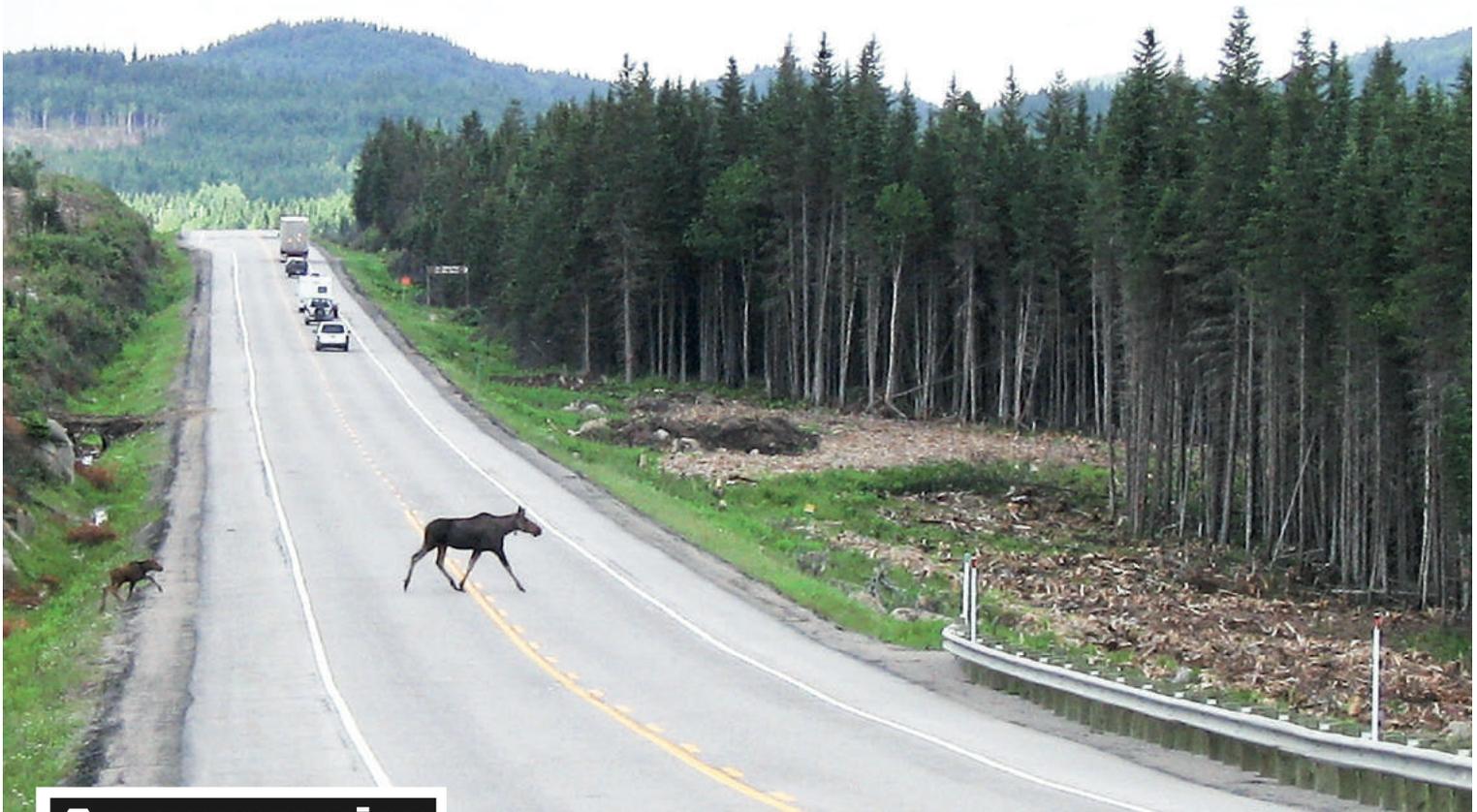
le naturaliste canadien

Volume 136, numéro 2
Printemps 2012

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement

Routes et faune terrestre : de la science aux solutions



Au sommaire

- **ÉLARGISSEMENT DE LA ROUTE 175: FAUNE ET SÉCURITÉ ROUTIÈRE**
- **MESURES D'ATTÉNUATION DES ACCIDENTS AVEC LA GRANDE FAUNE**
- **ÉCOLOGIE ROUTIÈRE: L'EXPÉRIENCE DE LA FRANCE ET DE LA SUISSE**
- **FRAGMENTATION DU TERRITOIRE PAR LES ROUTES**
- **RÉSEAUX ROUTIERS ET BIODIVERSITÉ**

Numéro spécial

Message du comité organisateur

*Yves Bédard, Christian Dussault, Jochen A.G. Jaeger,
Mathieu Leblond, Jean-Pierre Ouellet,
Jacqueline Peltier et Martin-Hugues St-Laurent*

PROJETS ENTOURANT LA ROUTE 175

La réfection de l'axe routier 73/175: son histoire, son déroulement et ses enjeux sociaux et écologiques

Un portrait de l'axe routier 73/175, d'hier à aujourd'hui, avec les enjeux sociaux et écologiques qui se rapportent à sa réfection.

Yves Bédard

Impacts de clôtures métalliques et de passages fauniques sur la sécurité routière et le déplacement des orignaux le long de la route 175 au Québec

Cinq ans après leur installation, une évaluation de l'efficacité des principales mesures visant à limiter les collisions entre l'orignal et des véhicules le long de la route 175.

*Mélanie Bouffard, Yves Leblanc,
Yves Bédard et Donald Martel*

Évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation des accidents routiers impliquant l'orignal par la modélisation individu-centrée

Évaluation de l'efficacité de l'aménagement des mares salines en bordure des routes comme mesure d'atténuation des accidents routiers avec l'orignal, à partir de simulations de leur comportement.

*Paul D. Grosman, Jochen A.G. Jaeger, Pascale M. Biron,
Christian Dussault et Jean-Pierre Ouellet*

Réponses comportementales du caribou forestier à l'élargissement d'un axe routier majeur

Une évaluation des impacts de l'élargissement de la route 175 sur l'utilisation de l'espace du caribou de Charlevoix à l'aide d'un suivi télémétrique GPS réalisé entre 2004 et 2010.

*Mathieu Leblond, Christian Dussault
et Jean-Pierre Ouellet*

Réponses du loup gris au réseau routier et à la présence d'un important chantier de construction

Le loup gris, qui utilise généralement les chemins forestiers, a été affecté par l'augmentation de l'activité humaine associée à l'élargissement de la route 175.

*Frédéric Lesmerises, Christian Dussault
et Martin-Hugues St-Laurent*

LES ROUTES ET LA GRANDE FAUNE

Leçons tirées de l'étude des passages fauniques enjambant une autoroute dans le parc national de Banff

2 Suivi à long terme des passages fauniques de l'autoroute Transcanadienne à Banff et principales leçons qui en sont tirées.

Anthony P. Clevenger

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

3 Une revue des connaissances relatives aux impacts des routes, chemins et sentiers sur l'écologie du caribou, à partir d'un cadre conceptuel basé sur les différentes échelles biologiques de réponses à une perturbation.

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

Réactions comportementales de l'orignal à la présence d'un réseau routier dans un milieu forestier

8 Les orignaux évitent les routes, même les chemins secondaires en gravier, et pourtant ils s'en approchent, au risque d'entrer en collision avec des véhicules. Les mares salines, créées par le sel de déglacage, expliquent ces comportements apparemment contradictoires.

*Christian Dussault, Catherine Laurian
et Jean-Pierre Ouellet*

Réponses comportementales de cerfs de Virginie à la suite de la construction d'une autoroute traversant leur aire d'hivernage au Québec

54 Évaluation des clôtures hautes, de 5 passages inférieurs et de 30 sautoirs aménagés le long d'un nouveau tronçon d'autoroute traversant l'aire d'hivernage de cerfs de Virginie de la rivière Calway.

*Maxime Lavoie, Sylvie Desjardins, Benoit Langevin,
Serge Couturier, Jacques Bélanger, François Hudon,
Claude Daigle, Sylvain St-Onge et Jacques Fortin*

LES ROUTES ET LA PETITE FAUNE

L'impact des routes, au-delà des collisions: le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens

61 Un survol des impacts indirects de la fragmentation de l'habitat associée aux routes pavées et aux chemins forestiers qui s'appuie sur plusieurs facettes de l'écologie des oiseaux et des amphibiens.

*Marc-André Villard, Marc J. Mazerolle
et Samuel Haché*

Conception et suivi des passages à petite faune sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides 66

Suivi photographique et par pistage de 33 passages fauniques adaptés à la petite faune dans la réserve faunique des Laurentides.

*Yves Bédard, Éric Alain, Yves Leblanc,
Marc-André Poulin et Mathieu Morin*

Les enfants à la rescousse des grenouilles tuées sur les routes 72

Les citoyens de la région du lac Brompton se sont mobilisés pour venir à la rescousse des amphibiens habitant un marais traversé par une route importante. Cette belle initiative citoyenne a créé un précédent au pays et elle est à l'origine des premiers tunnels pour amphibiens au Québec.

Daniel Bergeron

ROUTES ET CONSERVATION

Des passages à gibier à la Trame Verte et Bleue : 50 ans d'évolution pour atténuer la fragmentation des milieux naturels en France 76

L'auteur résume les étapes franchies en France, au cours des 50 dernières années, pour atténuer les effets de la fragmentation des milieux naturels par les routes.

Jean Carsignol

L'impact des constructions routières sur la fragmentation du territoire en Suisse (1885-2002) : quelles leçons retenir ? 83

La Suisse a instauré un réseau de corridors fauniques protégés. Cet article résume les recommandations d'une étude récente du morcellement des écosystèmes helvétiques de 1885 à 2002.

Jochen A.G. Jaeger

Incidence et prévention des accidents routiers impliquant la grande faune sur le réseau du ministère des Transports du Québec 89

L'auteure dresse un portrait des collisions avec la grande faune sur le réseau du ministère de Transports du Québec et des mesures d'atténuation prises pour les réduire.

Jacqueline Peltier

Cadre méthodologique pour restaurer la connectivité écologique, de la planification à la conservation : étude de cas en Montérégie 95

Une méthode structurée, basée sur des considérations sociales, économiques et écologiques, que propose Nature-Action Québec afin d'optimiser la restauration de corridors écologiques dans les milieux fortement bouleversés par les activités humaines.

*Caroline Cormier, Stéphanie Côté, Marjorie Mercure,
Alexandre Cerruti et Frédéric Minelli*

Une approche intégrée à l'échelle des paysages pour préserver la connectivité 101

Des organismes œuvrant dans le domaine de la conservation identifient des corridors naturels pour maintenir la connectivité et préserver la biodiversité dans le nord-est des États-Unis et le sud-est du Canada.

Louise Gratton et Dirk Bryant

Colloque «Routes et faune terrestre : de la science aux solutions» Synthèse des discussions et des échanges tenus lors de la table ronde 107

Le comité organisateur



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

Président

Gilles Gaboury

1^{er} Vice-président

Éric Yves Harvey

2^e Vice-présidente

Louise Fortin

Secrétaire

Michel Lepage

Trésorier

André St-Hilaire

Administrateurs

Élisabeth Bossert
Jean-Claude Caron
Raphaël Demers
Pierre-Martin Marotte
Sylvie Matte
Robert Patenaude
Réginald Ouellet
Odette Roy
Gervais Soucy

le naturaliste
canadien

Comité de rédaction

Michel Crête,
rédacteur en chef
Bruno Drolet
Jean Hamann
Christian Hébert
Claude Lavoie
Michel Lepage
Jean Painchaud
Denise Tousignant
Junior Tremblay

Rédacteurs *ad hoc*

Christian Dussault
Mathieu Leblond
Martin-Hugues St-Laurent

Révision linguistique

Huguette Carretier
Hélène Savard

Correction des épreuves

Raymond Deland

Comité de financement

Éric Yves Harvey
Michel Lepage

Impression et reliure

Marquis Imprimeur, Inc.



Communications
Science-Impact
930, rue Pouliot
Québec (Québec)
G1V 3N9
418.651.3885

Le *Naturaliste canadien* est recensé par Repères, Cambridge Scientific Abstracts et Zoological Records. La version numérique est disponible sur la plateforme Érudit.

Dépôt légal 2^e trimestre 2012

Bibliothèque nationale du Québec

© La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada 2012

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 0028-0798 (Imprimé)

ISSN 1929-3209 (En ligne)

Imprimé sur du papier
100% recyclé



En page couverture : Traversée de la route 175 par une orignale et son faon dans la réserve faunique des Laurentides.

Photo: AECOM

CONVENTION DE LA POSTE-PUBLICATION NO 40999003
RETOURNER TOUTE CORRESPONDANCE NE POUVANT ÊTRE
LIVRÉE AU CANADA À :
LA SOCIÉTÉ PROVANCHER D'HISTOIRE NATURELLE DU CANADA
1400, ROUTE DE L'AÉROPORT
QUÉBEC QC G2G 1G6

Ce numéro spécial du *Naturaliste canadien* regroupe une série d'articles sur l'écologie routière et représente une suite logique au colloque intitulé « Routes et faune terrestre: de la science aux solutions » qui s'est tenu à Québec au printemps 2011. Ce colloque a attiré plus de 120 participants provenant de différents horizons. Des chercheurs de diverses universités québécoises et canadiennes, des gestionnaires de la faune et des transports, des consultants ainsi que des professionnels travaillant pour des organismes environnementaux se sont donné rendez-vous pour discuter des problématiques fauniques reliées aux routes. Cet événement a permis de présenter les avancées en matière d'écologie routière au Québec, en utilisant comme principal exemple le projet de recherche mené dans le cadre de la réfection de la route 175 entre Québec et Saguenay. Les discussions ont été enrichies par des conférenciers invités qui ont partagé avec les participants québécois l'expérience acquise ailleurs dans le monde.

Les écologistes et les gestionnaires du monde entier sont de plus en plus sensibles aux impacts des routes sur la faune. Jadis, les écologistes qui s'intéressaient aux routes le faisaient sous l'angle de la sécurité routière. La question la plus pressante était alors de savoir comment réduire les risques de collision pour les usagers de la route. Puis, peu à peu, des chercheurs ont commencé à s'intéresser aux impacts potentiels des routes sur la faune elle-même. Cette préoccupation est relativement récente même s'il y a aujourd'hui plus d'un milliard de voitures sur terre et des millions de kilomètres de route. Il y a quelques années à peine, les écologistes évitaient d'échantillonner près des routes et des chemins forestiers, car ils soupçonnaient leurs impacts potentiels sans toutefois connaître l'ampleur de ces impacts, ni comment les considérer. Nous savons maintenant que les impacts des routes peuvent être directs et indirects. Par exemple, les collisions routières se traduisent par des mortalités. Les routes engendrent aussi une modification de l'habitat qui peut être positive pour certaines espèces, mais négative pour la plupart d'entre elles. La route induit souvent une perte d'habitat. Cette perte peut s'avérer plus grande que la superficie de la route elle-même lorsque les animaux évitent de fréquenter non seulement les routes mais aussi leurs abords. Les routes engendrent aussi la fragmentation des habitats et réduisent la connectivité des paysages. Ainsi, les animaux trouvés de part et d'autre d'une route peuvent s'avérer isolés les uns des autres. Les routes peuvent donc influencer le comportement des animaux, leur sélection des ressources et leurs mouvements, qui influent à leur tour sur d'autres éléments plus fondamentaux de l'écologie animale comme la dynamique des populations et, ultimement, la génétique des populations. Les effets des réseaux routiers sont tels qu'aujourd'hui la plupart des études du comportement animal portant sur les grands mammifères considèrent la présence des routes et des chemins forestiers dans leurs analyses.

Cette préoccupation grandissante a été formalisée par la parution d'un article clé intitulé « *Road Ecology: a solution for the giant embracing us* » publié dans la revue *Landscape Ecology* en 1998 par Richard T.T. Forman, professeur de l'université Harvard. Dans cet article, l'auteur prônait la reconnaissance et l'investissement dans un nouveau champ disciplinaire qu'il nommait « écologie routière » (ou *Straßenökologie*, emprunté à l'écologiste allemand Heinz Ellenberg) un nouveau concept qui se définissait par l'étude



Comité organisateur du colloque « Routes et faune terrestre: de la science aux solutions »; de gauche à droite, Jochen A.G. Jaeger (U. Concordia), Yves Bédard (MTQ), Jean-Pierre Ouellet (UQAR), Christian Dussault (MRNF), Martin-Hugues St-Laurent (UQAR), Mathieu Leblond (UQAR) et Jacqueline Peltier (MTQ).

des interactions entre les organismes vivants et les routes. Il est possible d'y lire que les routes représentaient alors entre 1 et 2 % de la surface terrestre, bien que leurs impacts écologiques affectaient jusqu'à 15 à 20 % de celle-ci! Forman mentionnait aussi quels changements nous pourrions vivre si des scientifiques prenaient d'assaut ce nouveau champ disciplinaire. C'est exactement une partie de ce rêve que nous rendons possible avec ce numéro spécial.

Lors du colloque, 19 présentations et 11 affiches ont traité de sujets variés tels que les impacts comportementaux, physiologiques et démographiques des routes sur la faune, les mortalités par collisions routières, la fragmentation du paysage par le réseau routier, les mesures d'atténuation des impacts négatifs des routes (clôtures anti-cervidés, passages fauniques) et les démarches actuelles pour rétablir la connectivité des corridors biologiques naturels. Ces études ont évalué l'impact des routes sur une vaste gamme d'espèces allant des micromammifères jusqu'aux grands ongulés en passant par les grenouilles, les tortues et les loups. Le présent numéro aborde tous ces thèmes sous la forme de 17 articles scientifiques.

Un tel ouvrage a évidemment nécessité beaucoup de travail de la part des auteurs, et nous tenons à les remercier chaudement des efforts qu'ils ont consacrés à l'atteinte d'un très haut standard de qualité scientifique. Nous remercions également *Le Naturaliste canadien* et son rédacteur en chef, Michel Crête, pour avoir non seulement accepté notre proposition de publication des actes du colloque, mais aussi pour y avoir contribué avec sa rigueur et sa passion habituelles. Nous sommes heureux que ce média permette de laisser une trace tangible du colloque « Routes et faune terrestre: de la science aux solutions » dans la littérature scientifique québécoise, et sommes convaincus que ce numéro spécial deviendra un ouvrage de référence en écologie routière au Québec.

Le comité organisateur:

Yves Bédard – MTQ
 Christian Dussault – MRNF
 Jochen Jaeger – Université Concordia
 Mathieu Leblond – UQAR
 Jean-Pierre Ouellet – UQAR
 Jacqueline Peltier – MTQ
 Martin-Hugues St-Laurent – UQAR

La réfection de l'axe routier 73/175 : son histoire, son déroulement et ses enjeux sociaux et écologiques

Yves Bédard

Résumé

L'axe routier 73/175 qui relie Québec à Saguenay a été mis en service en 1948. Avec les années, les problèmes de sécurité routière grandissants et les pressions exercées par la population ont provoqué la mise en chantier d'une route à 2 chaussées séparées. À la suite d'une étude d'impact, les enjeux environnementaux du projet ont été identifiés, à savoir : l'impact social du déplacement de 83 résidences, l'impact des travaux sur la population d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et son habitat et l'impact de la fragmentation des habitats de la faune terrestre par le nouveau corridor autoroutier. Une série de mesures ont été mises en place pour réduire ces impacts, tel un programme de surveillance et de suivi environnemental (dont des suivis sur l'omble de fontaine, la grande faune et la petite faune), l'aménagement de passages et de clôtures pour la faune et des outils de contrôle de l'érosion.

MOTS CLÉS : enjeux environnementaux, étude d'impact, historique, mesures d'atténuation, route 175

Introduction

La région du Saguenay–Lac-Saint-Jean (SLSJ, Québec, Canada) compte plus de 300 000 habitants, et l'axe routier 73/175 représente son principal lien terrestre avec la ville de Québec et le réseau autoroutier québécois (figure 1). Cette route traverse un vaste territoire naturel sur une distance d'environ 175 km, dont 133 km dans la réserve faunique des Laurentides (RFL), anciennement le Parc des Laurentides créé en 1895. La route du Parc, comme elle est encore parfois appelée, est une route mythique qui a toujours inspiré la crainte à cause des conditions météorologiques très difficiles, de la topographie accidentée, du risque de collision avec des orignaux (*Alces alces*) et de la proportion élevée de camions lourds. La traversée du parc représentait pour certains automobilistes une grande source d'inquiétude. Dans le but d'améliorer la sécurité des automobilistes, et afin d'assurer l'essor économique du SLSJ, le projet de la réfection de l'axe routier 73/175 avec un gabarit de type autoroutier est né.

Historique

Avant 1838, le SLSJ était voué essentiellement au commerce des fourrures, mais après cette date, il a été colonisé via la rivière Saguenay par des habitants de Charlevoix en quête de nouvelles terres pour s'établir. La première voie de communication reliant Québec au SLSJ fut le sentier des Jésuites, qui apparut sous le Régime français et qui empruntait les vallées de la Jacques-Cartier et de la Métabetchouan. Trois jours de canotage et de portage étaient nécessaires pour rejoindre cette région. Dans les années 1920, une route à peine carrossable fut ouverte à partir de Saint-Siméon dans Charlevoix, la route 15, dite la route du « petit parc ». Les voitures qui empruntaient cette route prenaient plus d'une journée pour se rendre à la ville de La Baie, située à environ 100 km de Saint-Siméon.

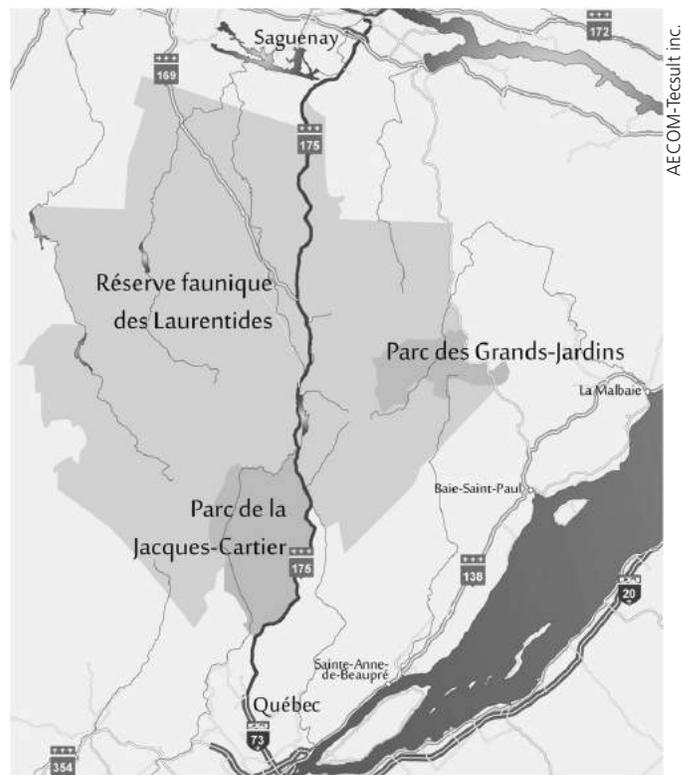


Figure 1. Localisation de la réserve faunique des Laurentides et des parcs nationaux de la Jacques-Cartier et des Grands-Jardins, entre les villes de Québec et de Saguenay, où plusieurs projets de recherche ont eu cours lors de l'élargissement de la route 73/175.

Yves Bédard (M. Sc.) est spécialiste de l'écologie routière et biologiste à la direction territoriale de la Capitale-Nationale du ministère des Transports du Québec.

yves.bedard@mtq.gouv.qc.ca



Figure 2. Barrière contrôlant l'accès au Parc des Laurentides en 1938.

En 1927, un corridor de transport d'électricité fut ouvert entre Québec et le SLSJ. La route ayant servi à la construction de la ligne électrique devint alors le premier lien routier direct entre Québec et le SLSJ, nommée « la route des poteaux » (figure 2). L'Union nationale, le parti politique au pouvoir à l'époque, lança, en 1945, un vaste projet afin de construire un vrai lien routier pour desservir la région du SLSJ, « le boulevard Talbot » (alors route 54, changée pour route 175 en 1975), du nom du ministre de la voirie Antonio Talbot. Le projet, qui devait coûter 6 millions de dollars, mais qui en coûta plutôt 22 millions, se termina en 1948 (en comparaison, le projet de réfection de la route 175 débuté en 2006 avait un budget prévu de 1,1 milliard de dollars). Cette route traversait le parc national des Laurentides, ce qui explique qu'on devait franchir une barrière et s'enregistrer à l'entrée et à la sortie. Cette route, à l'origine de faible gabarit, recevait peu de circulation (quelques centaines de véhicules par jour ; aujourd'hui, le débit moyen est plutôt de 5 600 véhicules par jour).

Pendant plus de 5 décennies, cette route a subi de nombreuses améliorations : redressement des courbes, amélioration du profil, ajout de voies de dépassement. Parallèlement à l'amélioration de la route, la circulation a augmenté rapidement, de même que la proportion de véhicules lourds, qui était de 19 % en 2005. Le nombre d'accidents et la gravité de ceux-ci ont aussi augmenté, à tel point que la crainte que suscitait cette route a engendré un mouvement populaire réclamant une nouvelle route à chaussées séparées. Ce mouvement né dans les années 1990 prit le nom de « Accès-Bleuets ». En 2002, le gouvernement du Québec confirma que la route 175 serait élargie à 4 voies divisées. En 2005, le dépôt d'un rapport favorable du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) et l'émission d'un décret gouvernemental lancèrent les travaux de réfection, qui débutèrent en 2006. En 2007, l'entente Canada-Québec vint confirmer la participation

financière du gouvernement fédéral au projet. La route 175 est donc passée d'un sentier forestier à un vaste corridor autoroutier de 90 m d'emprise coupant de part en part la RFL. À cette route s'ajoutent beaucoup d'autres perturbations anthropiques, notamment les routes provinciales 169 et 381, des lignes de transport d'électricité et un vaste réseau de chemins forestiers associé à de très nombreuses coupes forestières.

Le projet de réfection de l'axe routier 73/175

Les enjeux environnementaux

L'impact du projet de réfection de la route 175 a fait l'objet de 2 études d'impact. Une première étude couvrait principalement

le secteur de la RFL, soit du km 84 au km 227 (Consortium Genivar – TecSult, 2003), alors qu'une deuxième étude couvrait le secteur situé à l'intérieur de la municipalité de Stoneham, soit du km 60 au km 84 (Dessau Soprin, 2003). Si, au départ, le but premier de ce projet était de favoriser le développement économique du SLSJ et d'améliorer la sécurité routière, il n'en reste pas moins que des impacts négatifs importants furent associés à ce vaste projet routier. Sur le plan social, l'impact de la construction de l'axe routier 73/175 dans le secteur habité (Stoneham-et-Tewkesbury) a généré l'expropriation de 83 résidences en plus des terrains et bâtiments (300 dossiers d'acquisition). Sur le plan écologique, 2 grands enjeux ont dominé les préoccupations des autorités responsables de la protection de l'environnement (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs [MDDEP], ministère des Ressources naturelles et de la Faune [MRNF], Pêches et Océans Canada et Environnement Canada), soit la protection de la population d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) allopatrique, unique en Amérique du Nord, et son importance économique pour la pêche sportive, ainsi que la fragmentation des habitats terrestres par la nouvelle emprise routière, et particulièrement par les clôtures installées sur plus de 67 km. De grandes inquiétudes ont été soulevées non seulement par la présence de cette infrastructure au sein d'un écosystème naturel, mais aussi par les travaux de construction qui allaient se poursuivre sur près de 10 ans. Ces préoccupations ont amené un nombre élevé de mesures d'atténuation, des mesures de surveillance environnementale et le suivi (avant, pendant et après la réfection) de certains enjeux comme les impacts psychosociaux de l'expropriation et les impacts sur la faune (omble de fontaine, orignal, caribou forestier [*Rangifer tarandus caribou*] et cerf de Virginie [*Odocoileus virginianus*]).

Mesures de protection de l'environnement

Une des principales mesures de protection de l'environnement prises sur le chantier de l'axe routier 73/175 a été la mise sur pied d'une équipe spécialisée en environnement composée de professionnels et de techniciens. Au plus fort de l'activité sur les chantiers, 5 techniciens en environnement étaient présents en permanence et veillaient à l'application des mesures de protection et à leur ajustement selon les conditions rencontrées (p. ex. : types de sols, conditions météorologiques). Une série d'outils méthodologiques ont été développés pour assurer le bon déroulement des travaux de réfection (tableau 1). Plusieurs

de ces mesures sont de nature administrative et obligent l'entrepreneur à mieux planifier le chantier dont il est responsable sur le plan de la protection de l'environnement. Par exemple, le cahier de surveillance environnementale et la formation des travailleurs sont de nouveaux outils développés dans le cadre de ce projet. Le cahier de surveillance est une version simplifiée des plans sur fond de photographies aériennes haute définition, sur laquelle toutes les mesures de protection sont identifiées.

Tableau 1. Liste des outils méthodologiques utilisés pour assurer la protection de l'environnement dans le cadre du chantier de réfection de l'axe routier 73/175.

Outils méthodologiques assurant la protection de l'environnement
• Devis spécial pour la protection de l'environnement
• Bordereau des prix et quantités pour la protection de l'environnement
• Plan d'action pour la protection de l'environnement
• Cahier de surveillance environnementale
• Approbation des méthodes de travail de l'entrepreneur
• Programme de formation des travailleurs
• Rapport de surveillance des chantiers
• Site FTP sur l'évolution du chantier (partenaires)

D'importants efforts ont été consentis pour restaurer le couvert végétal et ainsi assurer l'intégration paysagère et restaurer les habitats perturbés tant pour la faune aquatique que pour la faune terrestre (figure 3). Les ensemencements furent les techniques les plus utilisées pour restaurer la végétation ; ils eurent essentiellement un rôle de stabilisation



Figure 3. Talus ensemené et planté. Préalablement aux interventions de végétalisation, le talus était entièrement composé de roc dynamité. Ici, le remblai a été prolongé au niveau de la berge pour recréer l'écotone riverain.

des sols. Le mélange de graines et la technique furent adaptés à la pente, au degré d'humidité et à la qualité des sols. L'objectif était de faire en sorte que les graines contenues naturellement dans le sol se développent et que la succession végétale typique de l'endroit se mette en place. Différentes techniques de génie végétal (p. ex. : fagots et matelas de branches vivantes) furent utilisées aux endroits plus difficiles à stabiliser comme les berges et les sols saturés d'eau. À certains endroits, des plantations d'arbres et d'arbustes indigènes de petit et moyen calibres furent effectuées afin d'accélérer la succession végétale.

Faune aquatique

Une série de mesures ont permis d'assurer à long terme la qualité des habitats de l'omble de fontaine, un indicateur de l'intégrité des milieux aquatiques. Par exemple, de nombreux cours d'eau qui ont dû être déplacés lors de l'élargissement de la route ont fait l'objet de reconstitutions complètes afin de maximiser le potentiel pour l'omble de fontaine, et leurs berges ont fait l'objet de travaux de végétalisation (figure 4). Un programme de suivi scientifique a été mis en place afin d'évaluer les impacts de ce projet sur l'omble de fontaine et ses habitats, de même que pour valider l'efficacité des mesures d'atténuation retenues pour réduire ces impacts. Ce mandat de 5 ans fut confié à l'équipe de Pierre Magnan de l'Université du Québec à Trois-Rivières, en collaboration avec l'Université McGill. Globalement, les résultats qui émanèrent de ce suivi indiquèrent que les mesures prises par le ministère des Transports du Québec (MTQ) avaient été efficaces et que les milieux touchés avaient une très bonne résilience (Magnan et collab., 2011).



Figure 4. Cours d'eau reconstitué et aménagé pour favoriser l'omble de fontaine.

Faune terrestre

Un problème criant de sécurité routière sur la route 175 était occasionné par le grand nombre de collisions routières impliquant l'orignal. Lors de la réfection de la route, l'enjeu principal était de confiner les déplacements de l'orignal par des clôtures hautes et des passages aménagés spécifiquement pour cette espèce (figure 5). Il fallait donc s'assurer de l'efficacité des clôtures, des structures connexes (p. ex. : barrières à sens unique, passages routiers anti-cervidés) et des passages fauniques aménagés pour assurer les traversées sécuritaires de l'orignal. Ce travail a été assuré par l'équipe de Yves Leblanc de la firme AECOM (AECOM, 2011). Les principaux résultats,

basés sur des relevés de pistes sur l'accotement de la route et sur des photos prises par des caméras de surveillance dans les passages fauniques, sont aussi présentés dans le présent numéro (Bouffard et collab., 2012).

Les enjeux concernant le caribou forestier étaient tout autres. Cette espèce vulnérable, dont la population a récemment été estimée à environ 80 individus, ne représentait évidemment pas un enjeu sur le plan de la sécurité routière. Toutefois, la réfection de l'axe routier 73/175 pouvait limiter sa capacité de dispersion et réduire l'accessibilité à certains habitats essentiels. Vu la précarité de cette population, toute source de mortalité additionnelle, voire toute perturbation affectant la croissance

ou la reproduction des individus devait être évitée. Un suivi télémétrique a donc été mis en place. Ce mandat a été confié à l'équipe de Jean-Pierre Ouellet de l'Université du Québec à Rimouski, avec la collaboration de Christian Dussault du MRNF (Leblond et collab., 2010, 2012).

Enfin, la petite faune, qui ne représentait pas non plus un enjeu pour la sécurité routière, a tout de même été considérée dans notre étude des impacts de la nouvelle route. Nous croyions que la nouvelle route qui allait passer d'une emprise de 35 m à une emprise de 90 m allait accentuer le phénomène de fragmentation des habitats en diminuant les échanges génétiques, en limitant la dispersion des jeunes



Figure 5. Passage faunique sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides, aménagé pour l'orignal. Les clôtures sont des équipements essentiels pour assurer l'efficacité des passages fauniques.

et en augmentant la mortalité sur la route. Au Québec, ce type de préoccupation est encore jeune, et l'utilisation de mesures pour réduire les impacts des routes sur la petite faune est très limitée. Les techniques utilisées ont été largement inspirées du guide français en cette matière (Carsignol, 2005) et sont présentées en détail dans Bédard et collab. (2012; figure 6).

Conclusion

Le projet de réfection de l'axe routier 73/175 a servi de chantier « école ». Nous avons appris beaucoup sur la surveillance environnementale de chantier et sur la fragmentation des habitats pour la faune terrestre et aquatique. Les connaissances acquises au cours de ce vaste chantier permettront de faire avancer l'écologie routière au Québec et de développer de nouvelles mesures d'intégration des routes en milieu naturel.

Remerciements

Plusieurs références historiques ont été fournies par Réjean Lemoyne, historien. L'auteur tient aussi à remercier Martin Lafrance pour ses commentaires judicieux sur le texte, Sylvain Noël pour la recherche de photographies historiques et Louise Houde pour l'édition du texte. ◀

Références

- AECOM, 2011. Bilan du suivi environnemental du projet d'amélioration de la route 175 à quatre voies divisées. Efficacité des aménagements pour la grande faune. Rapport soumis conjointement au ministère des Transports du Québec, au ministère des Ressources naturelles et de la Faune et à l'Université du Québec à Rimouski, Québec, 32 p. et cartes.
- BÉDARD, Y., É. ALAIN, Y. LEBLANC, M.-A. POULIN et M. MORIN, 2012. Conception et suivi des passages à petite faune sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2): 66-71.
- BOUFFARD, M., Y. LEBLANC, Y. BÉDARD et D. MARTEL, 2012. Impacts de clôtures métalliques et de passages fauniques sur la sécurité routière et le déplacement des orignaux le long de la route 175, Québec. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2): 8-15.
- CARSIGNOL, J., 2005. Guide technique, aménagement et mesures pour la petite faune. Service d'étude technique des routes et autoroutes, Bagnoux, 264 p.
- CONSORTIUM – GENIVAR-TECSULT, 2003. Étude d'impact du projet d'amélioration de la route 175 à 4 voies divisées du km 84 au km 227 (143 km) dans la réserve faunique des Laurentides et dans la Ville de Saguenay. Rapport du Consortium Genivar-Tecsult pour le ministère des Transports du Québec et présenté au ministre de l'Environnement du Québec et au ministre des Transports du Canada, Québec, 290 p. et annexes.
- DESSAU SOPRIN, 2003. Projet de réaménagement à quatre voies séparées de la route 175 entre les kilomètres 60 et 84. Municipalité de Stoneham-et-Tewkesbury. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère de l'Environnement du Québec. Rapport final, Québec, 276 p. + annexes.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET, 2010. Comportement du caribou forestier de Charlevoix par rapport à l'axe routier 73/175. Rapport d'étape. Université du Québec à Rimouski, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Rimouski, 51 p.
- 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.
- MAGNAN, P., M. PÉPINO, Y. PARADIS, V. BOILY, A. PARIS, M.-A. RODRIGUEZ, J. FRANSSSEN et M. LAPOINTE, 2011. Impact de la réfection de l'axe routier 73/175 sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et son habitat. Rapport final. Réalisé pour le ministère des Transports du Québec, Direction de la Capitale nationale, Trois-Rivières, 84 p.

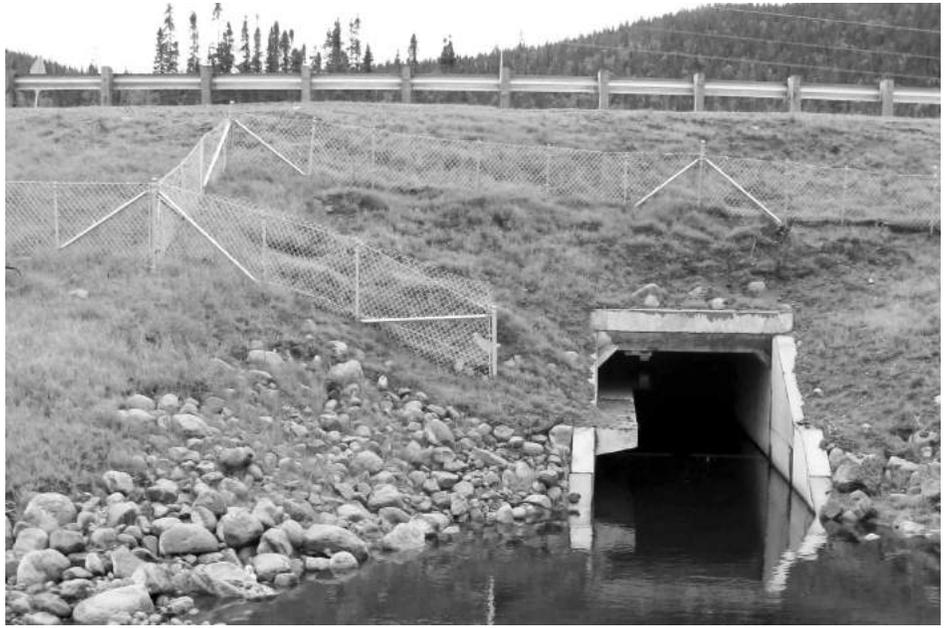


Figure 6. Passage pour la petite faune aménagé dans un ponceau passant sous la route 175.

Impacts de clôtures métalliques et de passages fauniques sur la sécurité routière et le déplacement des orignaux le long de la route 175 au Québec

Mélanie Bouffard, Yves Leblanc, Yves Bédard et Donald Martel

Résumé

Les collisions de véhicules avec les orignaux, un phénomène qui représente une préoccupation majeure pour la sécurité routière, sont en augmentation depuis plusieurs années au Québec. Par exemple, plus de 50 collisions ont été répertoriées annuellement sur la route 175, un tronçon routier en réfection qui traverse la réserve faunique des Laurentides et qui est récemment passé de 2 à 4 voies. À échéance, 67 km de cette route auront été clôturés pour réduire les collisions impliquant l'orignal. Nos travaux visaient à documenter les impacts des clôtures métalliques hautes (2,4 m) et des structures connexes (passages fauniques, sorties d'urgence pour orignal, passages routiers anti-cervidés, etc.) qu'on y a installées sur la sécurité routière et le déplacement de l'orignal. Après 5 années de suivi, les occurrences d'orignaux à l'intérieur de l'emprise clôturée ont diminué de plus de 95 %, réduisant la fréquence annuelle des collisions avec des véhicules de 7,5 collisions (en 2006 et 2007) à aucune (en 2008 et 2009) dans la zone clôturée. En parallèle, la fréquentation des passages fauniques sous la route par les orignaux s'est accrue de 48 % entre 2009 et 2010 (de 189 à 279 passages documentés). Bien que les clôtures métalliques hautes se soient avérées très efficaces pour limiter les déplacements d'orignaux sur la chaussée et réduire les risques de collisions, la croissance des populations et la modification des patrons de déplacement de l'orignal semblent avoir engendré de nouvelles zones à risque le long de la route réaménagée.

MOTS CLÉS : clôtures métalliques, collisions, orignal, passages fauniques, sécurité routière

Introduction

Les collisions entre les ongulés et les véhicules sont en augmentation en Amérique du Nord et en Europe causant de plus en plus de blessés, de décès et de dommages matériels (Romin et Bissonette, 1996; Forman et collab., 2003; Seiler, 2005). Les collisions avec l'orignal (*Alces alces*) sont particulièrement dangereuses puisque cette espèce possède une masse corporelle variant entre 360 et 600 kg et un centre de gravité élevé (Joyce et Mahoney, 2001). Devant cette problématique grandissante, le ministère de Transports du Québec (MTQ) a érigé 111,4 km de clôture métallique entre 2007 et 2010, lors du réaménagement de l'axe routier 175 pour en faire une route à 4 voies divisées. Cette clôture de 2,4 m de hauteur a été implantée dans 4 secteurs afin d'empêcher les traversées de la route 175 par l'orignal. Une telle mesure visant à améliorer la sécurité routière s'est avérée très efficace ailleurs en Amérique du Nord et en Europe (Huijser et collab., 2009). Afin de maintenir la connectivité écologique et de diminuer un possible effet de bout (c'est-à-dire une concentration des traversées aux extrémités des zones clôturées) causé par l'installation des clôtures, le MTQ a également aménagé des passages fauniques sous la route, permettant ainsi aux orignaux et autres espèces de traverser l'emprise routière sans utiliser la chaussée.

Entre 2006 et 2010, nous avons réalisé, de la fin de mai à la fin de septembre, un suivi ayant pour but d'étudier les déplacements des orignaux sur l'accotement de la route et dans les passages fauniques en plus de compiler les données de collisions routières avec l'orignal. Nous souhaitons ainsi

caractériser l'efficacité des clôtures métalliques hautes pour contrer les déplacements d'orignaux sur la chaussée dans des zones identifiées comme à risque élevé de collisions tout en documentant la fréquentation par l'orignal des passages fauniques aménagés sous la route.

Zone d'étude

La zone d'étude est localisée dans le massif des Laurentides, au nord de la ville de Québec (Bédard, 2012 : figure 1) et couvre environ 9 000 km². Elle inclut la réserve faunique des Laurentides (RFL) et 2 parcs nationaux, soit celui de la Jacques-Cartier et celui des Grands-Jardins. L'exploitation forestière y est omniprésente et affecte annuellement près de 40 km². Située à une altitude variant entre 163 et 859 m, la zone d'étude reçoit en moyenne 593 cm de neige, du mois d'octobre au mois de mai, et 948 mm de pluie annuellement. La température moyenne y varie entre -15,3 °C et 14,8 °C (Consortium Genivar-Tecsult, 2003). Le

Mélanie Bouffard et Yves Leblanc sont biologistes chez AECOM Consultants inc.

melanie.bouffard@aecom.com
yves.leblanc@aecom.com

Yves Bédard et Donald Martel sont responsables en environnement au ministère des Transports du Québec, respectivement à la Direction de la Capitale-Nationale et à la Direction Saguenay-Lac-Saint-Jean-Chibougamau.

yves.bedard@mtq.gouv.qc.ca
d.martel@mtq.gouv.qc.ca



Figure 1. Passage faunique à 2 sentiers de la décharge du lac Tourangeau (Réserve faunique des Laurentides, km 177).

suivi a été effectué le long de la route 175 entre Québec et Saguenay, majoritairement à l'intérieur des limites de la RFL dans le cadre du réaménagement de cet axe routier pour en faire une route à 4 voies divisées. En 2000, le débit journalier moyen de cet axe nord-sud était de 3 300 à 4 800 véhicules, avec une pointe estivale variant de 4 600 à 6 300 véhicules (Consortium Genivar-Tecsult, 2003).

L'orignal est le principal ongulé présent dans la zone d'étude et il constitue une préoccupation majeure pour la sécurité routière depuis plusieurs années (Grenier, 1974 ; Jolicoeur et Crête, 1987 ; Leblanc et collab., 2005 ; Leblond et collab., 2007). Lors de l'hiver 2009, la densité moyenne se chiffrait à 4,5 orignaux/10 km² ($\pm 11\%$) pour une population totale estimée à 3 300 individus (H. Bastien, MRNF, comm. pers. ; MRNF, 2010). Des concentrations atteignant 10 orignaux/10 km² ont d'ailleurs été observées dans les meilleurs habitats situés dans les portions nord et sud de la zone d'étude. La population d'orignaux dans ce secteur aurait doublé depuis 1994 puisque la densité y avait été estimée à 2,2 orignaux/10 km² (MRNF, 2010).

Trois secteurs situés dans des tronçons à risque élevé de collisions ont été visés par les aménagements de clôtures hautes. Un quatrième secteur a été clôturé pour canaliser les déplacements des orignaux vers un passage associé à la rivière Jacques-Cartier. Ainsi, les zones clôturées sont situées entre les km 73 et 110, 127 et 128, 175 et 180 ainsi que 190 et 214 et se terminent avec des sections perpendiculaires aux extrémités afin de retourner les animaux longeant la clôture vers la forêt. Des passages sous la route ont également été aménagés pour permettre à la grande et à la petite faune de circuler librement

d'un côté à l'autre de la route en utilisant des sentiers aménagés sous les structures et en bordure des cours d'eau (1 ou 2 sentiers) (figure 1). Des sorties d'urgence pour l'orignal ont également été mises en place afin que les orignaux qui se seraient introduits dans un segment clôturé puissent retourner en forêt. Des passages routiers anti-cervidés ont également été installés sur les principaux chemins secondaires, à l'intersection de la route 175, afin de permettre la libre circulation des véhicules tout en empêchant les orignaux d'accéder à l'emprise clôturée par ces accès à la route 175.

Méthodes

Des relevés de pistes d'orignaux ont été effectués en bordure de la route 175 entre 2006 et 2010, dans les secteurs clôturés (ou prévus pour l'être) ainsi qu'à

environ 5 km de chaque extrémité (c'est-à-dire des bornes kilométriques 68 à 117, 126 à 130 et 179 à 221). Ces relevés se sont déroulés de 6 à 7 fois par année, à des intervalles de 3 semaines de la fin de mai à la fin de septembre. Les données de pistes ont été recueillies pour chaque côté de la route par 2 personnes se déplaçant à bicyclette en bordure de la chaussée. Lors de chaque inventaire, la qualité du substrat de l'accotement était notée pour pondérer le nombre de pistes par km de substrat propice au pistage puisque des travaux étaient en cours engendrant de la circulation sur les accotements, et que les accotements nouvellement remblayés étaient constitués de matériel grossier. La formule utilisée pour pondérer les données de piste de chaque section de 1 km est la suivante :

$$\text{Indice pondéré} = \frac{\text{Nombre de pistes d'orignaux observées des deux côtés de la route}}{\text{longueur (en km) de bons et moyens substrats observés de chaque côté de la route}}$$

Les inventaires ont été effectués au moins 48 h après des pluies abondantes ou des orages, de manière à bien distinguer les pistes fraîches et à laisser le temps aux orignaux de circuler. La position des pistes a été enregistrée au moyen d'un GPS (Garmin 76 ou 60Cx) avec une précision de 3 à 10 m et les pistes ont été qualifiées selon leur fraîcheur (fraîche, récente ou vieille) et leur orientation (est-ouest ou nord-sud). Les données de collisions impliquant la grande faune ont été compilées par le MTQ. Elles sont issues principalement des rapports de police et des rapports émis par les équipes qui ont récupéré les carcasses sur la chaussée.

En 2009 et 2010, les 5 passages fauniques favorables aux ongulés, situés sous la route 175 et dont l'aménagement avait été complété, ont été suivis à l'aide de caméras Moultrie ou Reconyx du début de mai à la fin d'octobre (entre 158 et

180 jours de surveillance par passage). Cette technique s'avère très efficace pour mesurer l'utilisation de passages fauniques (Ford et collab., 2009). Ainsi, une caméra était disposée vers chaque extrémité de chacun des sentiers de manière à photographier les déplacements d'originaux dans les passages sous la route. Des salines ont été aménagées de chaque côté des passages, à environ 50-100 m des ponts ou portiques, afin d'attirer les originaux vers les passages. Un portique de faible dimension, dont le suivi n'était pas initialement prévu, a de plus été intégré au programme de suivi, étant donné son utilisation assidue par l'original. Chaque photo a été examinée afin de déterminer le nombre d'événements enregistrés, l'espèce, le nombre, la classe d'âge, le sexe, la direction du déplacement et le franchissement ou non du passage.

Résultats

Relevés de pistes et suivi des collisions

Le nombre et la distribution des traversées d'originaux se sont avérés variables entre les différents segments de la route 175 (figures 2 et 3). Dans le secteur sud, la concentration de pistes observée à partir du km 87, entre 2006 et 2008, s'est déplacée après l'installation, en 2009, des clôtures du km 84 au km 96. Par la suite, les concentrations de pistes ont été observées entre les km 75 et 84 ainsi qu'entre les km 96 et 106. Le même phénomène a été documenté dans le secteur nord à la suite de l'installation d'une clôture entre les km 190 et 214 (figure 3). Après l'installation des clôtures, seulement 11 intrusions ont été observées à l'intérieur des zones clôturées (figures 2 et 3). Pour chacune des sections à l'étude de la route 175, le nombre moyen de collisions impliquant l'original est passé de 0,599 accident/km/an à 0,027 accident/km/an après la mise en place des clôtures, soit une réduction de 98 % (tableau 1).

Tableau 1. Bilan des collisions avec l'original avant et après la mise en place de clôtures à grande faune sur la route 175, réserve faunique des Laurentides, 2006-2010.

Section	Nombre de collisions	
	Avant la mise en place de la clôture	Après la mise en place de la clôture
km 190-213	2006: 4 2007: 11	2008: 0 2009: 0 2010: 0
	Moyenne = 7,5/année	Moyenne = 0/année
km 84-96	2006: 6 2007: 8 2008: 10	2009: 0 2010: 1
	Moyenne = 8/année	Moyenne = 0,5/année
km 96-110	2006: 4 2007: 14 2008: 21 2009: 10	2010: 0
	Moyenne = 14,75/année	Moyenne = 0/année

Fréquentation des passages fauniques sous la route par l'original

Un total de 189 et 279 traversées d'originaux ont été documentées en 2009 et 2010 dans les passages à grande faune de la route 175 (tableau 2), soit un accroissement moyen de 48 % d'une année à l'autre. L'augmentation de la fréquentation était particulièrement marquée pour les passages au ruisseau Bureau et à la rivière Gilbert qui étaient utilisés en moyenne par plus de 1 individu par jour (tableau 2). Ces nombres doivent être considérés comme des valeurs minimales puisque les caméras n'étaient pas en opération pendant toute l'année et que certaines n'ont pas fonctionné correctement durant toute la période de suivi.

Tableau 2. Utilisation par l'original, en 2009 et 2010, de 6 passages fauniques mis en place sous la route 175 lors de sa réfection.

Passage	Dimension (m) (larg. × haut. × long.) ¹	Indice d'ouverture ($\frac{[\text{larg.} \times \text{haut.}]}{\text{long.}}$)	2009		2010		Pourcentage d'augmentation
			Nombre d'individus	Nombre d'individus/jour ²	Nombre d'individus	Nombre d'individus/jour ²	
Bureau (km 86,8)	Ouest: 6 × 1,98 × 13 Est: 6 × 2,83 × 13	0,91 1,31	33	0,23	108	0,63	227
Décharge du lac à Noël (km 94,6)	25 × 7,36 × 13	14,15	117	0,65	91	0,51	-22
Jacques-Cartier ³ (km 128,2)	30 × 5,27 × 13	9,88	3	0,016	7	0,039	133
Tourangeau (km 177,3)	25 × 5 × 16	7,81	6	0,033	18	0,11	200
Gilbert ³ (km 198,2)	14,7 × 5,3 × 17,7	4,4	13	0,066	32	0,2	146
Cyriac (km 209,9)	38 × 4,9 × 13	14,32	17	0,087	4	0,025	-76
Total			189	1,1/6 passages	279	1,6/6 passages	48

1. Du point de vue de passage et non de la route.

2. Calculé avec le nombre de jours pour lesquels 1 des 2 caméras du sentier était en fonction.

3. Sentier unique situé du côté sud du cours d'eau.

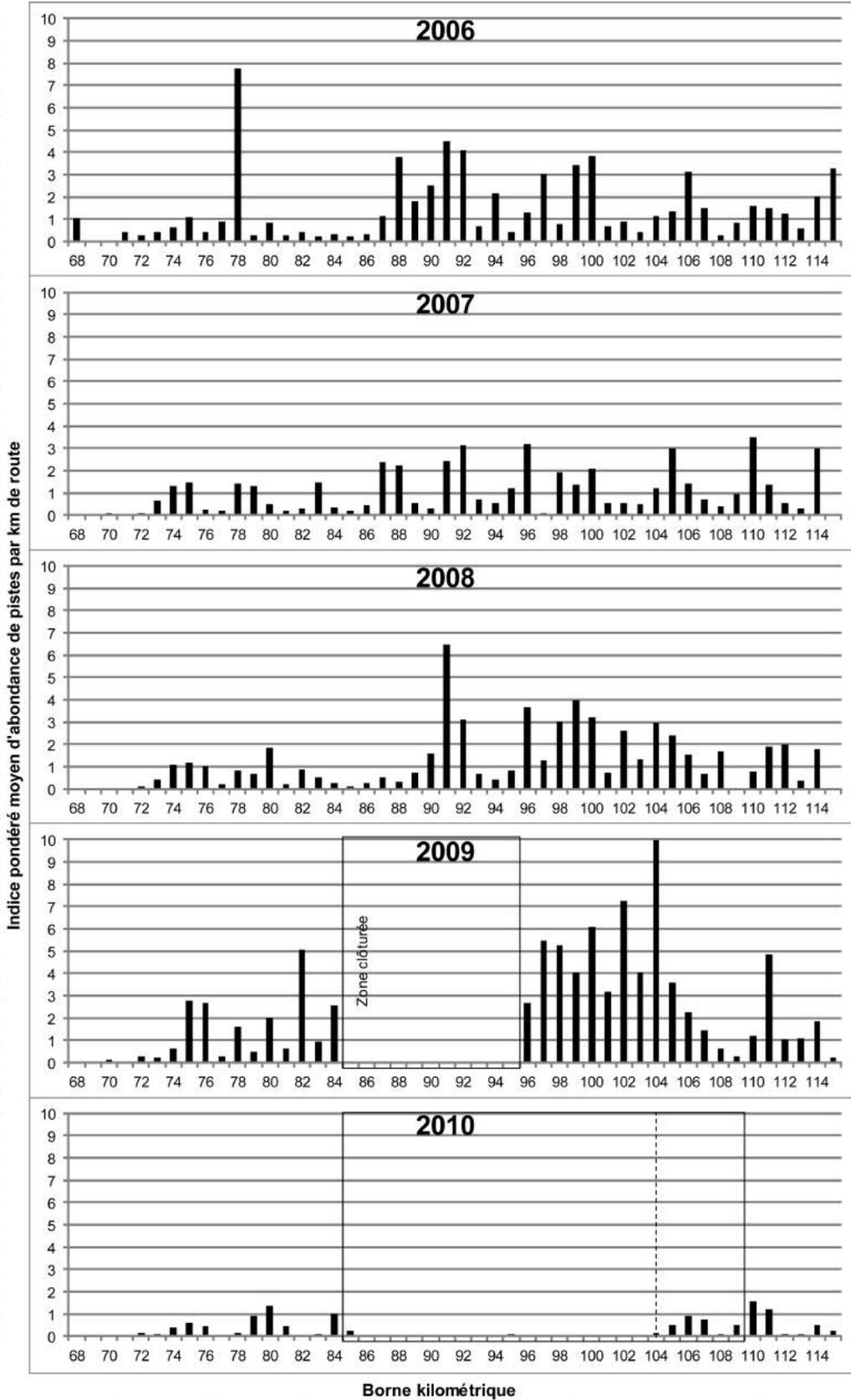


Figure 2. Nombre moyen (indice pondéré/km de substrat propice) de pistes d'originaux observées par relevé le long de la route 175 entre les km 68 et 115, réserve faunique des Laurentides, 2006-2010.

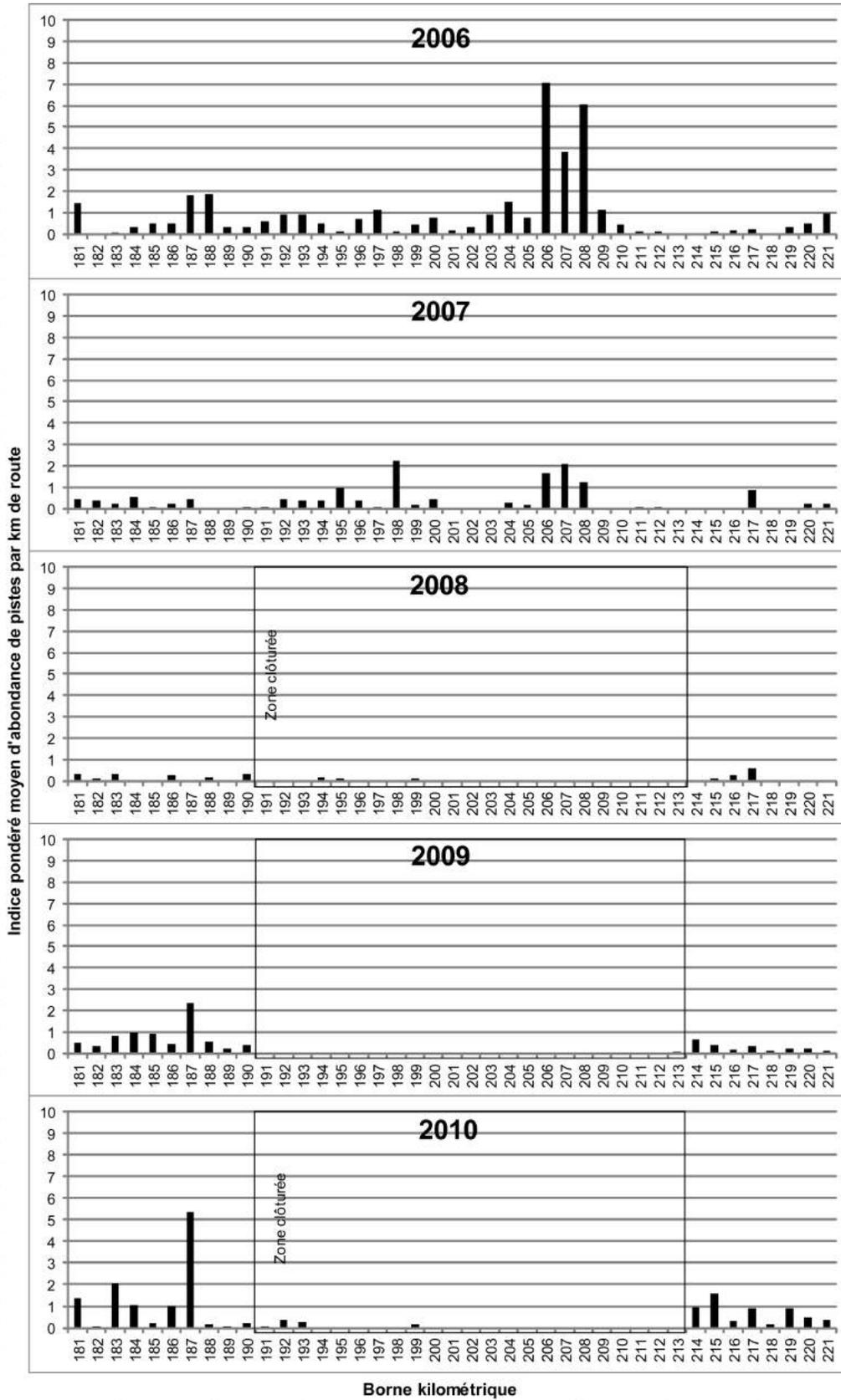


Figure 3. Nombre moyen (indice pondéré/km de substrat propice) de pistes d’orignaux observées par relevé le long de la route 175 entre les km 181 et 221, réserve faunique des Laurentides, 2006-2010.

Tous les segments de la population d'orignaux de la RFL ont fréquenté assez également les passages fauniques sous la route 175 puisque les proportions de mâles, de femelles et de faons ne différaient pas entre les observations faites à l'aide des caméras et les résultats d'inventaire aériens du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (tableau 3; figure 4).

Tableau 3. Proportions de mâles, de femelles et de faons observés dans les passages fauniques de la réserve faunique des Laurentides durant l'été 2010, en comparaison avec les résultats de l'inventaire aérien réalisé dans la réserve durant l'hiver de la même année.

Âge et sexe	Proportion dans la réserve faunique des Laurentides* (n = 471)	Proportion dans les 6 passages (n = 218)
Mâle	32	31
Femelle	52	58
Faon	16	11

* H. Bastien, MRNF, comm. pers.; MRNF, 2010.



Figure 4. Photos d'orignaux s'engageant dans le passage faunique de la décharge du lac à Noël (Réserve faunique des Laurentides, km 94; caméra Moultrie).

Discussion

Efficacité des clôtures comme barrières aux déplacements

La très nette diminution du nombre de pistes d'orignaux observées le long de la route 175 dans les secteurs maintenant clôturés au nord et au sud démontre l'efficacité de la clôture pour empêcher les déplacements d'orignaux sur la chaussée. En effet, seules quelques intrusions ont été observées près des

extrémités ou par des barrières laissées ouvertes, et la plupart des orignaux impliqués ont utilisé les sorties d'urgence pour orignal afin de retourner en forêt. Conséquemment, une seule collision avec un orignal a eu lieu dans une zone clôturée depuis la mise en place des clôtures au cours de notre suivi; cette intrusion avait été causée par une barrière laissée ouverte par un entrepreneur en construction durant l'accomplissement des travaux de réfection de la route 175.

À l'extérieur des zones clôturées du secteur nord, les densités moyennes de pistes sont demeurées sensiblement les mêmes depuis 2006 à l'extrémité sud (km 188 à 190) de la section clôturée, mais ont augmenté en 2010 à l'extrémité nord (km 214 et 215). Une telle augmentation peut s'expliquer par le comportement des animaux qui tendent souvent à longer la clôture et à traverser l'emprise routière aux extrémités clôturées et augmenter ainsi le risque de collision avec des véhicules (Clevenger et collab., 2001; Dodd et collab., 2007). Ce type de comportement a d'ailleurs été documenté le long de la route 138 à Saint-Tite-des-Caps (Tecsult inc., 2008; AECOM TecSult inc., 2009, 2010) où une zone clôturée s'étend sur 6 km sans passages fauniques sous la route, ni

section perpendiculaire aux extrémités favorisant le retour des orignaux en forêt. Par conséquent, des effets de bout ont été observés aux extrémités de la zone clôturée depuis l'installation en octobre 2007 et s'accroissent d'année en année (AECOM-Tecsult inc., 2010). Toutefois, dans le cas de l'extrémité nord (km 214) du secteur nord de la route 175, cette augmentation n'atteignait encore qu'un très faible taux de traversée (1/km/inventaire) en 2010, ce qui était probablement en lien avec les faibles densités d'orignaux trouvées dans ce secteur.

Suivi des collisions

Bien que les clôtures se soient avérées efficaces à plusieurs égards, le nombre de collisions impliquant l'orignal sur l'ensemble de la RFL (km 84 à 218) était légèrement plus élevé ($n = 47$) en 2010 et plus faible en 2009 ($n = 30$)

que la moyenne des 20 dernières années (41) (AECOM, 2011). Les zones de concentration des accidents étaient situées à plus de 5 km des extrémités des sections clôturées suggérant qu'elles n'étaient pas liées à un effet de bout. Quelques hypothèses peuvent expliquer l'accroissement du nombre de collisions en 2010 sur l'ensemble de la route 175 en dépit des clôtures mises en place en 2007. La fréquentation élevée d'une mare saline dans le secteur du km 120 (à plus de 10 km d'une

section clôturée) a été à l'origine d'au moins 8 collisions avant son empiérement en 2010. L'arrivée hâtive du printemps et la fonte rapide du couvert de neige pourraient également avoir facilité les déplacements plus tôt au printemps. Toutefois, l'hypothèse principale réfère à l'augmentation des densités d'orignaux dans la RFL, dont les effectifs ont doublé en 15 ans (H. Bastien, MRNF comm. pers.; MRNF, 2010) en lien avec les modifications d'habitat favorables induites par l'aménagement forestier (Dussault et collab., 2005; Potvin et collab., 2005).

Fréquentation des passages fauniques par l'orignal

À la suite de leur mise en place, les passages fauniques sous la route ont été rapidement fréquentés par un grand nombre d'orignaux (10/semaine/6 passages en 2010). Ceux-ci étaient représentatifs de la population de la RFL en termes de rapport de sexe et de structure d'âge. Il se peut donc que des déplacements d'orignaux aient été canalisés par les clôtures hautes vers des passages sous la route. Bien que peu d'études aient mesuré le succès de traversée de telles structures par l'orignal, les taux moyens observés le long de la route 175 sont supérieurs à ceux enregistrés en Finlande (8,4/semaine pour 11 passages sous la route: Väre, 2002) ou en Suède (77 pistes dans les 26 passages entre 1997 et 2005 en 35 visites: Seiler et Olsson, 2009). Contrairement aux résultats obtenus dans le parc national de Banff (Forman et collab., 2003), un grand nombre d'orignaux ont fréquenté rapidement les passages sous la route, même lorsqu'ils étaient étroits et de très faible dimension (p. ex. ruisseau Bureau).

Plusieurs facteurs peuvent influencer sur l'utilisation des différents passages fauniques par les espèces visées, mais la densité d'individus représente souvent le principal facteur en cause (Clevenger et Waltho, 2003), une situation qui s'applique bien au cas de la route 175. En effet, les passages les plus fréquentés (ruisseau Bureau et décharge du lac à Noël), situés entre les km 86 et 95, correspondent aux secteurs où les densités d'orignaux étaient très élevées lors de l'inventaire aérien de 2009 (H. Bastien, MRNF, comm. pers.). Parmi les facteurs qui facilitent l'utilisation d'un passage faunique sous la route, il y a la distance entre la forêt et le passage qui, si elle est trop grande, peut agir comme barrière au déplacement (p. ex. passage de la rivière Tourangeau), la courte distance à traverser dans la structure (p. ex. passage du ruisseau Bureau) ainsi qu'une faible fréquentation humaine. À cet effet, le cas du passage de la rivière Cyriac l'illustre bien, ayant été moins fréquenté par l'orignal (< 1 orignal/40 jours en moyenne) mais beaucoup par les amateurs de pêche et de récréotourisme d'après les caméras de surveillance.

Finalement, les clôtures constituent des barrières aux déplacements dans les corridors que les orignaux fréquentent pour accéder à l'emprise routière ou la traverser, et elles peuvent donc engendrer une modification des patrons de déplacement de certains individus si elles ne sont pas jumelées à un nombre suffisant de passages fauniques. À cet effet, Bissonette et Adair (2008) ont élaboré une approche basée sur

la taille des domaines vitaux des espèces concernées qui permet de déterminer le nombre optimal de passages fauniques permettant d'augmenter la perméabilité d'infrastructures routières.

Conclusion

Notre étude a démontré que la mise en place de clôtures hautes dans les secteurs à risque a contribué significativement à réduire le nombre de collisions impliquant l'orignal sur la route 175 et, conséquemment, le nombre de blessés et de décès. Afin d'atténuer les impacts de ces barrières très peu perméables, la mise en place de passages fauniques sous la route s'est également avérée profitable à l'orignal puisque de telles structures ont été utilisées par tous les segments de la population d'orignaux fréquentant la RFL.

Ces passages fauniques assurent donc le maintien de la connectivité essentielle au flux génétique de part et d'autre de la route 175. Il est plausible de croire que la fréquentation de telles structures devrait continuer à s'accroître puisque le contraste d'habitat entre les embouchures des passages et la forêt adjacente s'atténuera avec le développement du couvert végétal. Ainsi, les passages fauniques sous la route pourront représenter des corridors biologiques pour plusieurs espèces fauniques, tout en continuant d'être des infrastructures indispensables à la sécurité routière en complément aux clôtures hautes aménagées le long de la route 175.

Remerciements

Nous tenons à remercier sincèrement Natalie Hamel et Marie-Claude Richer de AECOM ainsi que Jonathan Ménard, Maryse Boucher et Marc-André Poulin, stagiaires au MTQ en 2008, 2009 et 2010 pour leur participation à la collecte de données. Nous remercions aussi nos partenaires dans ce suivi: Christian Dussault du MRNF, Mathieu Leblond et Jean-Pierre Ouellet de l'Université du Québec à Rimouski. ◀

Références

- AECOM, 2011. Suivi environnemental du projet d'amélioration de la route 175 à quatre voies divisées. Grande faune 2010 – Efficacité des aménagements pour la grande faune. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, à l'Université du Québec à Rimouski et au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, 43 p. et annexes.
- AECOM TECSULT inc., 2009. Inventaire des pistes d'orignaux en bordure de la route 138 dans le secteur des Caps, entre les km 423,5 et 441,5 – Été et automne 2008. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, Québec, 17 p. et annexes.
- AECOM TECSULT inc., 2010. Inventaire des pistes d'orignaux en bordure de la route 138 dans le secteur des Caps, entre les km 423,5 et 441,5 – Été et automne 2009. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, Québec, 17 p. et annexes.
- BÉDARD, Y., 2012. La réfection de l'axe routier 73/175: son histoire, son déroulement et ses enjeux sociaux et écologiques. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2): 3-7.
- BISSONNETTE, J.A. et W. Adair, 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141 : 482-488.

- CLEVENGER, A.P. et N. WALTHO, 2003. Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. Dans : IRWIN, C., P. GARRETT et K.P. MCDERMOTT (édit.). Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, p. 293-302.
- CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ et K.E. GUNSON, 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29 : 646-653.
- CONSORTIUM GENIVAR – TECSULT, 2003. Étude d'impact du projet d'amélioration de la route 175 à 4 voies divisées du km 84 au km 227 (143 km) dans la réserve faunique des Laurentides et dans la Ville de Saguenay. Rapport du Consortium Genivar-Tecsult pour le ministère des Transports du Québec et présenté au ministre de l'Environnement du Québec et au ministre des Transports du Canada, Québec, 290 p. et annexes.
- DODD, N.L., J.W. GAGNON, S. BOE, A. MANZO et R.E. SCHWEINSBURG, 2007. Evaluation of measures to minimize wildlife-vehicle collisions and maintain permeability across highways : State route 260, Arizona, USA. Final project report (2002-2006). Projets JPA 01-152 et JPA 04-024T. Présenté à Arizona Department of Transportation, Arizona Transportation Research Center et The Federal Highway Administration, Phoenix, 169 p.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS, J.-P. OUELLET et I. GIRARD, 2005. Space use of moose in relation to food availability. *Canadian Journal of Zoology*, 83 : 1431-1437.
- FORD, A.T., A.P. CLEVENGER et A. BENNETT, 2009. Comparaison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *Journal of Wildlife Management*, 73 : 1213-1222.
- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONNETTE, A.P. CLEVENGER, 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 solutions. Island Press, Washington, 481 p.
- GRENIER, P., 1974. Orignaux tués sur la route dans le parc des Laurentides, Québec, de 1962 à 1972. *Naturaliste Canadien*, 101 : 737-754.
- HUIJSER, M.P., J.W. DUFFIELD, A.P. CLEVENGER, R.J. AMENT et P.T. MCGOWEN, 2009. Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada : A decision support tool. [En ligne] *Ecology and Society*, 14 (2) : art. 15.
- JOLICOEUR, H. et M. CRÊTE, 1987. Évaluation du drainage des mares saumâtres comme méthode pour réduire les accidents routiers impliquant des orignaux dans la réserve faunique des Laurentides. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, 18 p.
- JOYCE, T.L. et S.P. MAHONEY, 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin*, 29 : 281-291.
- LEBLANC, Y., F. BOLDOC et D. MARTEL, 2005. Upgrading a 144-km section of highway in prime moose habitat : Where, why, and how to reduce moose-vehicle collisions. Dans : LEROY Irwin, C., P. GARRETT et K.P. MCDERMOTT (édit.). Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, p. 523-533.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, M. POULIN, R. COURTOIS et J. FORTIN, 2007. Electric fencing as a measure to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management*, 71 : 1695-1703.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (MRNF), 2010. Inventaires aériens d'orignaux dans les réserves fauniques des Laurentides et de Portneuf. Disponible en ligne à : <http://www.mrn.gouv.qc.ca/capitale-nationale/orignaux.jsp>. [Visité le 11-08-02].
- POTVIN, F., L. BRETON et R. COURTOIS, 2005. Response of beaver, moose and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest : a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research*, 35 : 151-160.
- ROMIN, L.A. et J.A. BISSONNETTE, 1996. Deer-vehicle collisions : Status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin*, 24 : 276-283.
- SEILER, A., 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42 : 317-382.
- SEILER, A. et M.P.O. OLSSON, 2009. Are non-wildlife underpasses effective passages for wildlife ? Dans : IRWIN, C., P. GARRETT et K.P. MCDERMOTT (édit.). Proceedings of the 2009 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET). Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, p. 318-331.
- TECSULT INC., 2008. Inventaire des pistes d'orignaux en bordure de la route 138 dans le secteur des Caps, entre les km 423,5 et 441,5 – Été et automne 2007. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, Québec, 11 p.
- VÄRE, S., 2002. The follow-up research of moose and other wild animals at Pernaja European Highway E18. Finnish Road Administration, Report 2/2002. Écrit en finlandais avec un résumé en anglais et en suédois. Espoo, 11 p.



Co-lauréate du titre
Université de l'année en recherche au Canada
 selon ReSearch Infosource Inc. novembre 2011

L'UQAR, votre partenaire en innovation

Des formations aux trois cycles en biologie, en gestion de la faune et en sciences de l'environnement.

Des chercheurs d'une qualité exceptionnelle, dont les expertises et le savoir-faire couvrent un large éventail des domaines de la recherche en gestion de la faune et de ses habitats.

Des unités de recherche initiatrices de projets d'envergure, qui favorisent les transferts réciproques de connaissances entre l'UQAR et les entreprises, les organisations et les intervenants des collectivités.

UQAR
www.uqar.ca/biologie

Évaluation de l'efficacité des mesures d'atténuation des accidents routiers impliquant l'orignal par la modélisation individu-centrée

Paul D. Grosman, Jochen A.G. Jaeger, Pascale M. Biron,
Christian Dussault et Jean-Pierre Ouellet

Résumé

Les collisions routières impliquant l'orignal se produisent souvent à proximité des mares d'eau stagnante où se concentre le sel de déglçage qui a une forte teneur en sodium, un élément qui attire les orignaux. Cette étude vise à évaluer l'efficacité du drainage de ces mares salines et de l'implantation de mares salines compensatoires comme mesure d'atténuation des collisions routières impliquant l'orignal. Une approche de modélisation individu-centrée a été utilisée pour prédire le comportement des orignaux en relation avec divers scénarios de gestion des mares salines le long de la route 175 au Québec. Le suivi télémétrique de 47 orignaux a permis de calibrer et valider le modèle. Les résultats suggèrent que l'élimination de toutes les mares salines se traduirait par une réduction de 79 % des traversées de la route par les orignaux. L'érection de clôtures munies de passages fauniques est une autre méthode reconnue pour réduire le risque de collisions, mais nous ne connaissons pas l'influence de l'espacement entre les passages fauniques sur la perméabilité de la route dans les secteurs clôturés. Nous proposons un cadre conceptuel pour modéliser l'impact de la distance entre les passages fauniques le long de la route 175 sur la perméabilité de la route aux déplacements des orignaux.

MOTS CLÉS : accidents routiers, cervidés, mares salines, passages fauniques, routes

Introduction

Les routes ont des impacts majeurs sur les populations fauniques car elles fragmentent leur habitat et elles sont le théâtre d'accidents routiers (Jaeger et collab., 2005; Fahrig et Rytwinski, 2009). Dans le cas de l'orignal (*Alces alces*), les accidents routiers sont souvent associés à la présence de mares salines à proximité des routes. Ces mares sont formées à la suite de l'accumulation du sel de déglçage utilisé sur les routes en hiver. Les orignaux sont attirés par les mares salines car elles ont une teneur élevée en sodium, un élément rare dans la forêt boréale, mais essentiel à plusieurs fonctions physiologiques (Botkin et collab., 1973). Les orignaux fréquentent les mares salines pour se procurer le sodium dont ils ont besoin, ce qui augmente le risque de collision de 80 % en périphérie de celles-ci (Dussault et collab., 2006a). À titre indicatif, plus de 100 tonnes métriques de sel sont annuellement répandues sur chaque kilomètre de la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides (Jolicœur et Crête, 1994).

Plusieurs mesures d'atténuation des accidents routiers impliquant l'orignal ont été utilisées par le passé, par exemple le drainage des mares salines au bord des routes ou l'implantation de mares salines compensatoires destinées à attirer les orignaux loin de la route (Leblond et collab., 2007b). La méthode la plus efficace semble toutefois être l'installation de clôtures de chaque côté de la route (Clevenger et collab., 2001; Dodd et collab., 2007). Cependant, ces clôtures fragmentent l'habitat et des passages fauniques doivent être construits le long de celles-ci pour maintenir une certaine connectivité entre les 2 côtés de la route (Clevenger et collab., 2001; Gagnon et collab., 2011). L'emplacement des passages fauniques est souvent basé sur des facteurs environnementaux, principalement la présence

d'une rivière et la proximité de zones à forte probabilité de collision routière (Bissonette et Adair, 2008). L'influence de l'espacement entre les passages sur la connectivité du paysage et la perméabilité des routes n'a pas reçu beaucoup d'attention. Idéalement, l'espacement entre ces structures devrait correspondre à la distance que l'espèce ciblée est capable de parcourir en 1 an, c'est-à-dire un rayon correspondant à l'aire typique de son domaine vital annuel (Bissonette et Adair, 2008). Afin de s'assurer que les animaux puissent rejoindre les passages fauniques lorsqu'ils se butent aux clôtures, Bissonette et Adair (2008) considèrent que l'espacement optimal de ces passages devrait correspondre à la racine carrée de la superficie de leur domaine vital annuel, aussi appelée distance allométrique. Ce concept est intéressant puisqu'il s'applique à diverses espèces.

Bien que l'utilisation de clôtures bien entretenues constitue assurément la meilleure façon d'éviter les collisions avec les grands mammifères, cette méthode est coûteuse et ne peut pas être appliquée partout. Dans les secteurs non clôturés, les mesures d'atténuation liées à la gestion des mares

Paul Grosman a obtenu sa maîtrise au Département de géographie, urbanisme et environnement de l'Université Concordia (paul.grosman@gmail.com) où Jochen A.G. Jaeger (jjaeger@alcor.concordia.ca) et Pascale Biron (pascale.biron@concordia.ca) sont professeurs.

Christian Dussault est chercheur en faune terrestre au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

christian.dussault@mrfn.gouv.qc.ca

Jean-Pierre Ouellet est vice-recteur à la formation et à la recherche à l'Université du Québec à Rimouski.

jean-pierre_ouellet@uqar.qc.ca

salines demeurent donc pertinentes et doivent être évaluées. La modélisation individu-centrée est une approche de plus en plus utilisée en écologie afin de tenir compte de la variabilité entre les individus pour dégager des caractéristiques globales de la population (Grimm, 1999; Grimm et Railsback, 2005). Nous présentons ici un modèle individu-centré (MIC) développé pour la réserve faunique des Laurentides (RFL) dont l'objectif était d'examiner l'efficacité du drainage des mares salines et de la création de mares salines compensatoires comme mesures d'atténuation des accidents routiers avec l'original. Nous avons utilisé le nombre de traversées de la route 175 par les orignaux comme indice du risque de collision. Dans un deuxième temps, nous proposons un cadre conceptuel pour modifier le MIC développé à l'étape précédente afin d'évaluer l'impact de la distance entre les passages fauniques sur la perméabilité de la route 175 aux déplacements des orignaux.

Aire d'étude

L'aire d'étude se situe autour de la route 175 dans la RFL. Pour les simulations relatives aux mares salines, la zone d'étude, de 46 km × 26 km, est située au nord de l'intersection entre la route 175 et la route 169 (entre Québec et Saguenay, figure 1).

La route 175 a subi de profondes modifications depuis 2006, passant de 2 à 4 voies divisées par un terre-plein. Ces transformations incluent aussi l'ajout de clôtures et de passages fauniques (AECOM-Tecsult inc., 2009, 2010). Les clôtures ont été installées sur une distance de 23 km dans la section nord de la RFL et sur 37 km dans la section sud. Six passages fauniques furent construits, soit 2 dans la section clôturée au sud, 2 dans la section clôturée au nord, 1 au lac Tourangeau et 1 à la rivière Jacques-Cartier (figure 1).

Matériel et méthodes

Le MIC que nous avons développé (Grosman et collab., 2011) afin d'examiner l'influence de différentes mesures d'atténuation des accidents, liées à la présence des mares salines, utilise des paramètres de base pour déterminer le mouvement des orignaux dans leur domaine vital annuel, soit la qualité de la nourriture et du couvert. De plus, ce modèle tient compte de 2 caractéristiques importantes du comportement des orignaux, soit la mémoire spatiale des mares salines et l'évitement des routes.

Une banque de repérages télémétriques recueillis toutes les 2 h durant 3 ans sur 47 orignaux porteurs de colliers GPS (environ 200 000 localisations) était disponible pour calibrer et valider le MIC (Dussault et collab., 2007). Nous avons aussi utilisé les polygones forestiers (environ 10 000) des cartes écoforestières du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), ainsi que les routes, les rivières et les lacs, la topographie et la localisation des mares salines près de la route et des mares compensatoires situées loin de la route (à 500 m de la route en moyenne). Les paramètres utilisés pour développer le modèle étaient basés sur la littérature scientifique concernant le comportement des orignaux dans la RFL et leur sélection d'habitat (Dussault et collab., 2004, 2005, 2006a, b, 2007; Leblond et collab., 2007a, b; Laurian et collab., 2008a, b).

Cinq scénarios de gestion des mares salines ont été étudiés: 1) la situation actuelle (36 mares salines au bord de la route), 2) l'élimination de toutes les mares salines au bord de la route, 3) l'élimination de toutes les mares salines au bord de la route et le maintien de seulement 18 mares salines compensatoires, 4) l'élimination de 2/3 des mares salines au bord de la route (12 mares salines seulement) et 5) l'élimination

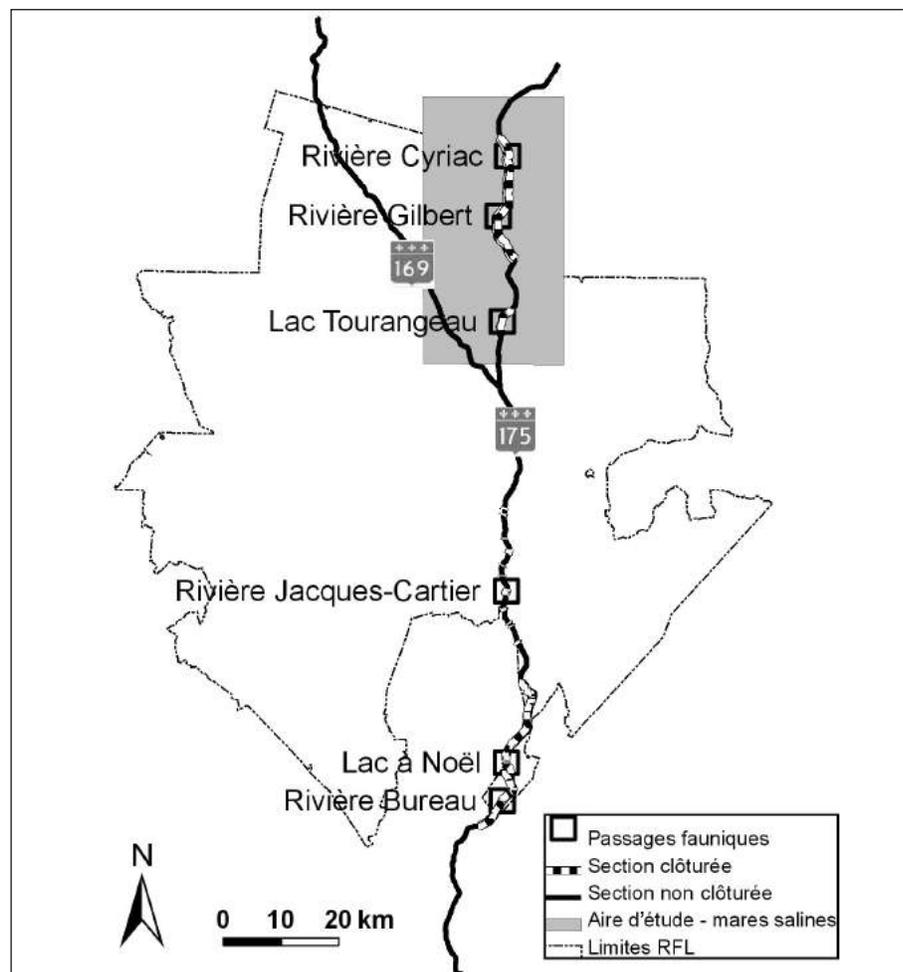


Figure 1. L'aire d'étude dans la réserve faunique des Laurentides (Québec), montrant les 6 passages fauniques ainsi que les sections clôturées et non clôturées le long de la route 175.

de 2/3 des mares salines au bord de la route jumelées à 2/3 des mares salines compensatoires (12 mares salines au bord de la route + 12 mares salines compensatoires). Les 5 scénarios ont donc été simulés avec un module d'évitement des routes et de mémoire des mares salines. Toutefois, ces 2 comportements ont aussi été désactivés dans certaines simulations afin de tester leur impact relatif. Un total de 20 simulations distinctes a donc été produit, soit 5 scénarios jumelés avec l'activation ou la désactivation du comportement d'évitement des routes et de la mémoire spatiale des mares salines.

Nous avons postulé que les orignaux divisent leur journée en 4 activités (alimentation, rumination, déplacement, repos) pour une durée de 6 h chacune (Renecker et Schwartz, 1998). Une fonction mathématique simulant les déplacements a été développée à partir des déplacements réels de 12 orignaux (Grosman et collab., 2011). Après une calibration, nous avons utilisé les distances suivantes : 0 m pour le repos, 0 à 125 m pour l'alimentation et la rumination et 125 à 550 m pour les déplacements. Les orignaux font aussi quelques déplacements de grande amplitude (275 à 550 m) orientés vers les mares salines (en moyenne 2,1 fois par été; Laurian et collab., 2008a).

Nous avons modélisé le comportement de 40 orignaux virtuels. La plupart des orignaux ont tendance à éviter les routes et semblent avoir une mémoire spatiale des mares salines (Laurian et collab., 2008b). Puisque le comportement d'évitement des routes est présent chez 90 % des orignaux (Laurian et collab., 2008b), le MIC a assigné ce comportement à 36 des 40 orignaux virtuels, sauf lorsqu'ils étaient en déplacement pour chercher les mares salines. Quand la mémoire spatiale des mares salines était activée, les orignaux virtuels se souvenaient de la localisation de toutes les mares salines trouvées dans leur domaine vital annuel. Lors d'un déplacement orienté vers une mare saline, l'orignal choisissait donc celle qui était la plus proche. Lorsque la mémoire spatiale des mares salines n'était pas activée, l'orignal pouvait trouver un maximum de 3 mares salines, suite à quoi il n'était plus attiré par les mares salines (en supposant que son besoin en sodium avait été comblé). Chaque orignal virtuel demeurait à l'intérieur de son domaine vital annuel, avec une zone tampon vers l'extérieur de 625 m pour faciliter l'accès aux mares salines qui sont souvent situées à la limite du domaine vital annuel (Laurian et collab., 2008b).

Chaque simulation était réalisée du 1^{er} mai au 30 septembre, avec un intervalle de 2 h. Afin d'obtenir au moins 100 simulations, nous avons fait rouler le modèle 34 fois pour chaque été, durant 4 étés. Le mouvement des orignaux était déterminé par 5 paramètres : la nourriture, le couvert végétal, la proximité d'une mare saline, la proximité de l'eau et la pente, avec des poids de 0,45, 0,10, 0,30, 0,10 et 0,05, respectivement. La programmation a été effectuée en Java avec la structure de MIC de Repast Symphony 1.2 (Repast Symphony, 2008).

Résultats et discussion

La modélisation représentait bien le comportement des orignaux puisque la sélection d'habitat des orignaux réels et virtuels concorde très bien. En effet, la proportion du temps que les orignaux virtuels passent dans chaque type d'habitat correspond bien à l'utilisation qu'en ont faite les orignaux réels (figure 2). Le nombre de traversées de la route variait nettement selon le scénario de réduction des mares salines et selon le comportement d'évitement des routes et de mémoire des mares salines des orignaux virtuels (figure 3).

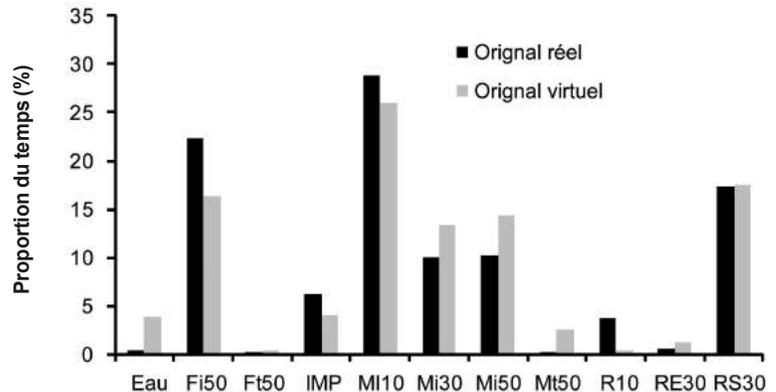


Figure 2. Comparaison de l'utilisation de l'habitat par 12 orignaux virtuels et 12 orignaux réels. La proportion du temps représente la proportion des localisations dans chaque habitat divisé par le nombre total de localisations. Fi50: feuillus intolérants à l'ombre ≥ 50 ans; Ft50: feuillus tolérants à l'ombre ≥ 50 ans; IMP: aire improductive; Mi10: mixte intolérant à l'ombre de 10 ans; Mi30: mixte intolérant à l'ombre de 30 ans; Mi50: mixte intolérant à l'ombre ≥ 50 ans; Mt50: mixte tolérant à l'ombre ≥ 50 ans; R10: résineux en régénération; RE30: résineux avec épinettes noires ≥ 30 ans; RS30: résineux avec sapins baumiers et épinettes blanches ≥ 30 ans.

Dans la situation actuelle (scénario 1), il y avait une moyenne de 4,2 traversées de la route par orignal par été (figure 3a). Sans la mémoire spatiale des mares salines, le nombre de traversées de la route diminuait de 31 % (à 2,93). Le plus grand impact de ne pas considérer la mémoire spatiale des mares salines a été observé lorsque 2/3 des mares salines de bord de route ont été enlevées sans mare saline compensatoire (scénario 4), alors que le nombre de traversées de la route a diminué de 44 % (de 3,30 à 1,84). La mémoire spatiale des mares salines faisait augmenter le nombre de traversées de route par les orignaux dans tous les scénarios, indépendamment de l'emplacement des mares salines (bord de la route ou compensatoires) lorsque le comportement d'évitement des routes n'était pas activé.

Les scénarios d'aménagement des mares salines peuvent être évalués en termes de réduction des traversées de la route en comparaison avec la situation actuelle (scénario 1; figure 3b). Lorsque les comportements d'évitement des routes et de mémoire des mares salines étaient activés, les scénarios 2 (élimination de toutes les mares salines) et 3 (toutes les mares salines au bord de la route enlevées avec maintien des mares salines compensatoires) généraient sensiblement moins de

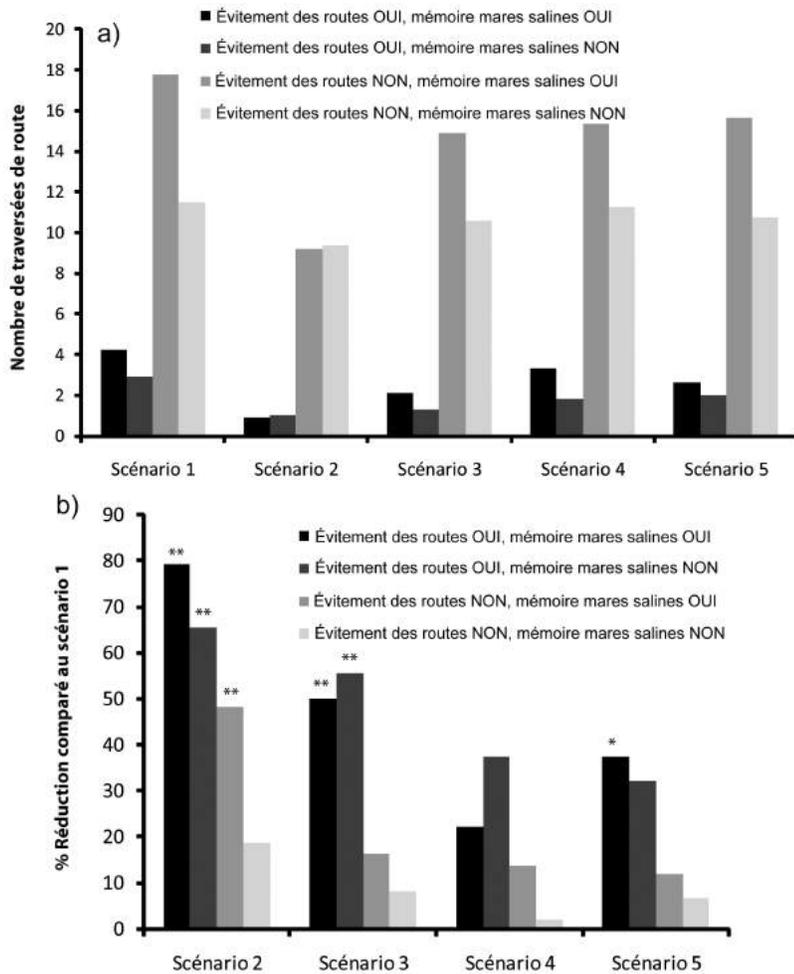


Figure 3. a. Nombre de traversées de route par les orignaux virtuels pour les 5 scénarios et b. réduction du nombre de traversées de route par les orignaux virtuels en comparaison avec la situation actuelle (scénario 1). ** = $p < 0,05$ et * = $p < 0,10$. Les données sont basées sur les moyennes des 3 années pour les 40 orignaux virtuels.

traversées que dans la situation actuelle, avec des réductions de 79 % et 50 %, respectivement.

Étant donné que la plupart des orignaux évitent les routes et ont une mémoire spatiale de la localisation des mares salines, notre recommandation pour les gestionnaires serait d'éliminer, dans la mesure du possible, toutes les mares salines au bord de la route. Si des mares compensatoires sont utilisées, nos résultats indiquent qu'elles devraient être placées le plus loin possible des routes (au moins à 500 m) pour être efficaces. Plus de détails sur ces résultats sont disponibles dans Grosman et collab. (2011).

Travaux en cours : un modèle pour évaluer l'efficacité des clôtures et des passages fauniques

Dans la RFL, en se basant sur l'approche de Bissonette et Adair (2008), l'espacement allométrique des passages fauniques pour l'original serait de 7 km. Or, l'espacement

moyen entre les passages fauniques dans la RFL est de 29 km (6 passages fauniques sur une section de 174 km). Afin de respecter l'espacement allométrique, il faudrait installer 25 passages fauniques, soit 4 fois plus que la situation actuelle. Le nombre et l'espacement entre les passages fauniques dans la RFL diffèrent considérablement de ce qui s'est fait ailleurs en Amérique du Nord et en Europe (figure 4). Compte tenu des différences majeures de design entre le projet de la RFL et les autres projets, il est important de modéliser l'impact possible d'un plus grand nombre de passages fauniques sur la connectivité. Bien que le passage d'une petite partie de la population puisse maintenir la diversité génétique, il faut permettre à une proportion suffisamment élevée d'individus de traverser la route pour garantir l'efficacité de la clôture. En effet, s'il n'y a pas assez de possibilités de passages pour les orignaux le long de la clôture, ceux-ci pourraient alors traverser aux extrémités de celle-ci et augmenter localement le risque de collision.

Nous avons modifié le MIC utilisé pour évaluer l'efficacité de l'aménagement des mares salines afin de simuler le comportement des orignaux le long d'une route clôturée et équipée de passages fauniques. L'objectif de cette démarche est d'analyser l'impact de l'espacement entre les passages fauniques sur la connectivité entre les 2 côtés de la route. Toutefois, il n'existe pas, à notre connaissance, de données disponibles décrivant le comportement de l'original face à une clôture. Nous présentons ici un cadre conceptuel qui tient compte de plusieurs comportements potentiels des orignaux près des clôtures et des passages fauniques. Ce cadre conceptuel permettra

de développer un modèle qui pourra déterminer comment l'espacement entre les structures fauniques modifie la connectivité du paysage dans la RFL. Pour ce faire, plusieurs scénarios seront simulés par le MIC. Le scénario le plus simple utilisera les 6 passages fauniques actuels (espacement moyen de 29 km) et le plus complexe utilisera 40 passages (espacement moyen de 4,4 km). La connectivité sera évaluée pour chaque scénario en utilisant le nombre de traversées des passages fauniques par les orignaux virtuels. Les résultats de cette approche devront être interprétés avec précaution puisque seul le scénario correspondant à la situation actuelle peut être validé à l'aide des données d'utilisation des passages fauniques recueillies par des détecteurs de mouvements munis de caméras (Y. Leblanc, AECOM-Tecslut inc., comm. pers.).

La première règle de mouvement que nous ajouterons au MIC concerne la situation où un orignal se trouve dans son domaine vital annuel et s'approche de la route 175. L'original

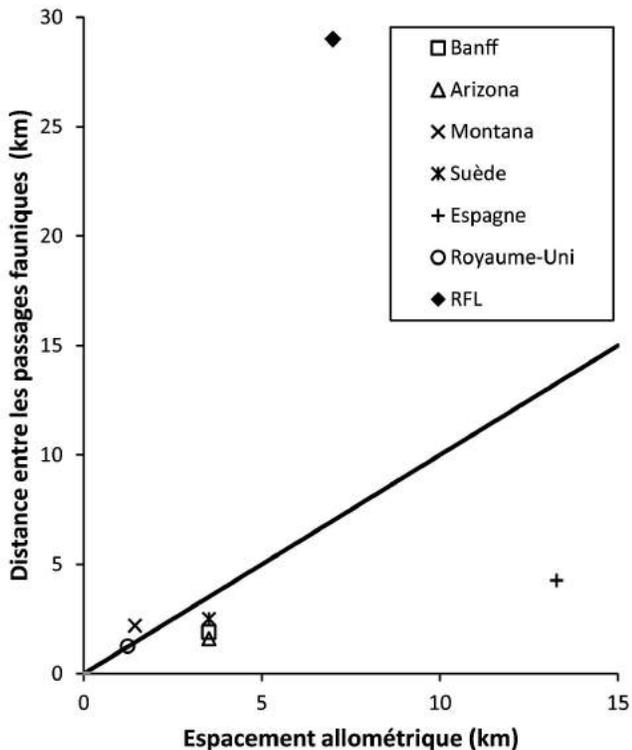


Figure 4. Distance moyenne entre les passages fauniques en comparaison avec l'espacement allométrique pour 7 routes en Amérique du Nord et en Europe. La ligne représente une pente unitaire. D'après Beckmann et collab. (2010; Banff, Arizona et Montana), Olsson et collab. (2008; Suède), Mata et collab. (2008; Espagne) et Langbein (2010; Royaume-Uni). RFL représente la réserve faunique des Laurentides (Québec).

virtuel doit alors décider s'il longe la clôture. Une approche probabilistique basée sur 3 cas est suggérée: 1) la plupart des orignaux tendent à rebrousser chemin et seulement 25 % des orignaux décident de longer la clôture, 2) 50 % des orignaux suivent la clôture et 50 % rebroussent chemin et 3) 75 % des orignaux ont tendance à longer la clôture. Bien que nous ne disposions pas des données pour déterminer lequel de ces 3 cas est le plus probable, nous jugeons qu'il est vraisemblable qu'entre 25 % et 75 % des orignaux qui rencontrent une clôture décident de la longer.

La deuxième décision à étudier pour les orignaux virtuels qui vont longer la clôture est la direction à prendre. Nous avons supposé une probabilité égale à 50 % qu'un orignal tourne vers la gauche ou vers la droite. La troisième règle de mouvement à considérer survient lorsque l'orignal qui suit une clôture atteint la limite de son domaine vital annuel. Va-t-il alors continuer ou s'arrêter? Nous avons supposé que les orignaux pourraient longer la clôture sur une distance d'au moins 1 km et tout au plus de 5 km de plus que la limite de leur domaine vital annuel.

Afin de tester les différents scénarios, nous proposons de simuler le déplacement de 100 orignaux virtuels avec

un intervalle de temps de 2 h pendant 10 années. Chaque scénario sera simulé en utilisant les 3 règles comportementales d'approche des clôtures (25 %, 50 % ou 75 % des orignaux longeant la clôture) et de réaction à l'approche de la limite du domaine vital annuel. Les résultats de ce MIC permettront de voir si la connectivité augmente linéairement avec l'augmentation du nombre de passages fauniques ou si elle se stabilise à un certain point. Du point de vue de l'aménagement, il serait intéressant qu'un plateau soit atteint et qu'on puisse alors optimiser le nombre de passages fauniques.

Conclusion

L'approche par MIC est un outil de gestion très intéressant pour étudier les collisions routières impliquant la faune et l'efficacité des mesures d'atténuation (clôtures, mares compensatoires et passages fauniques). Avec des règles de mouvement relativement simples, nous avons pu simuler assez fidèlement le comportement des orignaux. Il est toutefois essentiel que ce type de modèle soit calibré et validé à l'aide de mesures sur le terrain, ce qui était possible dans le cas du modèle sur les mares salines mais actuellement pas possible pour le modèle sur les passages fauniques. Dans ce contexte, il serait pertinent d'entreprendre, dans la RFL, un projet de télémétrie pour étudier le comportement des orignaux face aux clôtures et aux passages fauniques. Nous pensons que le cadre conceptuel proposé ici, basé sur une approche probabilistique, permettra de développer un MIC qui nous aidera à mieux comprendre l'impact des barrières comme les clôtures sur la connectivité du paysage en périphérie des routes. Le développement d'un tel modèle est important lorsque l'espacement entre les passages fauniques est nettement supérieur à celui utilisé dans les autres projets de ce type à travers le monde, comme c'est le cas dans la RFL.

Remerciements

Ce projet a reçu l'appui financier de la bourse BMP Innovation du CRSNG – FQRNT dont le partenaire était AECOM-Tecsult inc. ◀

Références

- AECOM-TECSULT inc., 2009. Suivi environnemental du projet d'amélioration de la route 175 à quatre voies divisées – Grande faune 2008 : Efficacité des aménagements pour la grande faune. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, à l'Université du Québec à Rimouski et au ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service de la faune terrestre et de l'avifaune, Québec, 33 p. et annexes.
- AECOM-TECSULT inc., 2010. Suivi environnemental du projet d'amélioration de la route 175 à quatre voies divisées – Grande faune 2009 : Efficacité des aménagements pour la grande faune. Rapport final présenté au ministère des Transports du Québec, à l'Université du Québec à Rimouski et au ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Service de la faune terrestre et de l'avifaune, Québec, 35 p. et annexes.
- ATKINSON, R.P.D., C.J. RHODES, D.W. MACDONALD et R.M. ANDERSON, 2002. Scale-free dynamics in the movement patterns of jackals. *Oikos*, 98: 134-140.
- BECKMANN, J.P., A.P. CLEVENGER, M. HUIJSER et J. HILTY, 2010. Safe passages: Highways, wildlife, and habitat connectivity. Island Press, Washington, 396 p.

- BISSONNETTE, J.A. et W. ADAIR, 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141 : 482-488.
- BOTKIN D.B., P.A. JORDAN, A.S. DOMINSKI, H.S. LOWENDORF et G.E. HUTCHINSON, 1973. Sodium dynamics in a northern ecosystem. *Proceeding of the National Academy of Science*, 70 : 2745-2748.
- CLEVENGER, A.P. et N. WALTHO, 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14 : 47-56.
- CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ et K.E. GUNSON, 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29 : 646-653.
- DODD, N.L., J.W. GAGNON, S. BOE, A.L. MANZO et R.E. SCHWEINSBURG, 2007. Evaluation of measures to minimize wildlife-vehicle collisions and maintain permeability across highways: Arizona route 260. Arizona Dept. of Transportation, Final report 540, Phoenix, 169 p.
- DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, J. HUOT, L. BRETON et J. LAROCHELLE, 2004. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Ecoscience*, 11 : 321-328.
- DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, J. HUOT, L. BRETON et H. JOLICOEUR, 2005. Linking moose habitat use to limiting factors. *Ecography*, 28 : 619-628.
- DUSSAULT C., M. POULIN, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2006a. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Wildlife Biology*, 12 : 415-425.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2006b. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research*, 36 : 1097-1107.
- DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, C. LAURIAN, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management*, 71 : 2338-2345.
- 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.
- GAGNON, J.W., N.L. DODD, K.S. OGREN et R.E. SCHWEINSBURG, 2011. Factors associated with use of wildlife underpasses and importance of long-term monitoring. *Journal of Wildlife Management*, 75 : 1477-1487.
- GRIMM, V., 1999. Ten years of individual-based modelling in ecology: What have we learned and what could we learn in the future? *Ecological Modelling*, 115 : 129-148.
- GRIMM, V. et S.F. RAILSBACK, 2005. *Individual-based modeling and ecology*. Princeton University Press, Princeton, 428 p.
- GROSMAN, P.D., J.A.G. JAEGER, P.M. BIRON, C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET, 2011. Trade-off between road avoidance and attraction by roadside salt pools in moose: An agent-based model to assess measures for reducing moose-vehicle collisions. *Ecological Modelling*, 222 : 1423-1435.
- JAEGER, J.A.G., J. BOWMAN, J. BRENNAN, L. FAHRIG, D. BERT, J. BOUCHARD, N. CHARBONNEAU, K. FRANK, B. GRUBER 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.
- JOLICOEUR, H. et M. CRÊTE, 1994. Failure to reduce moose-vehicle accidents after a partial drainage of roadside salt pools in Québec. *Alces*, 30 : 81-89.
- LANGBEIN, J., 2010. Pilot study to assess the potential of selected existing structures on the A30 and A38 trunk roads to provide safer crossing places for deer. *The Deer Initiative*. Langbein Wildlife Associates, Wrexham, 40 p.
- LAURIAN, C., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2008a. Behavioural adaptations of moose to roadside salt pools. *Journal of Wildlife Management*, 72 : 1094-1100.
- LAURIAN, C., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2008b. Behaviour of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management*, 72 : 1550-1557.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, M. POULIN, R. COURTOIS et J. FORTIN, 2007a. Electric fencing as a measure to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management*, 71 : 1695-1703.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, M. POULIN, R. COURTOIS et J. FORTIN, 2007b. Management of roadside salt pools to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management*, 71 : 2304-2310.
- MATA, C., I. HERVAS, J. HERRANZ, F. SUAREZ et J.E. MALO, 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88 : 407-415.
- OLSSON, M.P.O., P. WIDEN et J.L. LARKIN, 2008. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 85 : 133-139.
- RENECKER, L.A. et C.C. SCHWARTZ, 1998. Food habits and feeding behavior. Dans : Franzmann, A.W. et C.C. Schwartz (Édit.). *Ecology and management of the North American moose*. Smithsonian Institution Press, Washington p. 403-439.
- REPAST SIMPHONY, 2008. Repast Organization for Architecture and Design. Disponible en ligne à : <http://repast.sourceforge.net>. [Visité le 09-06-19].



Des solutions PLUS INNOVANTES

Chef de file mondial en environnement, nos professionnels possèdent une vaste connaissance des besoins locaux et régionaux et détiennent les compétences pour relever les défis de toute envergure. Nos experts en passages fauniques développent des solutions créatives et durables pour rendre nos infrastructures routières plus perméables à la faune.

AECOM, c'est plus de 45 000 employés dans 125 pays qui créent, améliorent et préservent les environnements bâtis, naturels et sociaux du monde entier.

www.aecom.com

AECOM

Réponses comportementales du caribou forestier à l'élargissement d'un axe routier majeur

Mathieu Leblond, Christian Dussault et Jean-Pierre Ouellet

Résumé

Nous avons évalué les réactions du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) face à une route majeure avant, pendant et après son élargissement. Nous avons suivi 53 individus par télémétrie GPS de 2004 à 2010, et avons étudié leurs déplacements et leur distribution par rapport à la route 175, en réfection depuis 2006. Nous avons comparé le taux des traversées réelles de la route par les caribous à des traversées de routes aléatoires, et avons mesuré le taux de déplacement des caribous au moment d'une traversée. Nous avons aussi évalué la sélection des ressources dans le domaine vital des individus, ainsi que dans des zones de 1 250, 2 500 et 5 000 m de chaque côté de la route. Seulement 12 caribous traversèrent la route, pour un total de 93 traversées en 7 ans. Moins de localisations de caribous furent observées près de la route pendant et après les travaux de réfection, qu'avant les travaux. Le taux de déplacement des caribous fut plus élevé à proximité de la route, particulièrement lorsque la densité du trafic était élevée. Nous concluons que la connectivité entre les 2 côtés de la route doit être maintenue afin de maximiser les chances de viabilité de cette population au statut précaire.

MOTS CLÉS : comportement d'évitement, écologie routière, perturbations anthropiques, *Rangifer tarandus caribou*, zone de dérangement

Introduction

Depuis la révolution industrielle, l'homme a des impacts négatifs majeurs sur son environnement (Vitousek et collab., 1997), et plus particulièrement sur la faune terrestre (Morrison et collab., 2007). Le réseau routier nord-américain, par exemple, totalise plus de 8 millions de kilomètres et son développement montre peu de signes de ralentissement (Forman et collab., 2002). Chaque année, et ce, partout à travers le monde, des routes existantes sont élargies pour permettre le passage d'un plus grand nombre de véhicules, et de nouvelles routes sont créées dans des régions autrefois vierges (Tillmann, 2005). La grande faune est particulièrement susceptible d'être affectée par les routes. Les ongulés, par exemple, utilisent de grands domaines vitaux et se déplacent beaucoup, ce qui augmente la probabilité qu'ils rencontrent des routes (Gibbs et Shriver, 2002). De plus, les mortalités directes (p. ex. : les collisions routières) et indirectes (p. ex. : l'augmentation du risque de prédation) causées par les routes affectent davantage ces espèces qui possèdent une grande longévité et un faible taux de reproduction (Rytwinski et Fahrig, 2011).

À travers son aire de répartition, le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) (figure 1) est confronté à plusieurs types de perturbations anthropiques, parmi lesquelles les routes ont généralement des effets très néfastes (Dyer et collab., 2002; Leblond et collab., 2011). En effet, il a été démontré que les caribous n'évitaient pas seulement la surface pavée des routes, mais aussi une zone de dérangement (au sens de Forman et Deblinger, 2000) d'au moins 1,25 km de part et d'autre des routes très fréquentées (Leblond et collab., 2011). À proximité des routes, les caribous changent leurs déplacements, diminuent leur acquisition de nourriture et modifient leur bilan énergétique à la suite des taux de déplacement plus élevés et à l'augmentation des comportements de vigilance (Murphy et Curatolo, 1987).

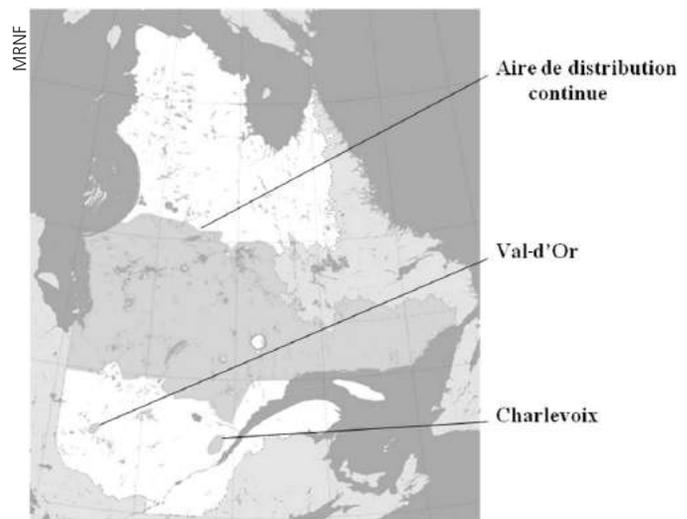


Figure 1. Le caribou forestier est un écotype du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) que l'on trouve principalement en forêt boréale, entre les 49^e et 55^e parallèles. La population de Charlevoix est la plus méridionale et elle est complètement isolée des autres populations.

Mathieu Leblond (biologiste, M. Sc.) est étudiant au doctorat en biologie à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR).

mathieu_leblond@uqar.qc.ca

Christian Dussault (biologiste, Ph.D.) est chercheur au Service de la faune terrestre et de l'avifaune du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF).

Jean-Pierre Ouellet (biologiste, Ph. D.) est vice-recteur à la formation et à la recherche à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR).

Entre les villes de Québec et de Saguenay, le ministère des Transports du Québec (MTQ) est engagé, depuis 2006, dans l'élargissement de la route provinciale 175, afin d'en faire une route à 4 voies divisées par un terre-plein (c'est-à-dire 3 fois plus large qu'auparavant) (Bédard, 2012). Cette dernière sépare l'aire de répartition du caribou de Charlevoix en son centre. Cette population ne comptait qu'un peu plus de 80 individus en 2008, et possède le statut d'espèce menacée au Canada (COSEPAC, 2002) et d'espèce vulnérable au Québec (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008). Afin d'évaluer les impacts de la route et des travaux de réfection sur le comportement du caribou, nous avons utilisé 3 indices de dérangement, soit la largeur de la route, l'activité aux chantiers de construction et la densité de trafic. Notre prédiction était que la zone évitée par le caribou en périphérie de la route serait plus large là où la route aurait 4 voies au lieu de 2, dans les secteurs en chantier (où on trouve des travailleurs, des véhicules lourds et du dynamitage) et en période de forte densité de trafic. Nous étions particulièrement intéressés à évaluer les impacts de la route sur les déplacements et la distribution du caribou.

Aire d'étude

L'aire d'étude (environ 7 250 km²) était localisée au nord de la ville de Québec, dans la réserve faunique des Laurentides (47°10' 48"00' N, 70°30' 71"50' O), et incluait le parc des Grands-Jardins et une partie des parcs de la Jacques-Cartier et des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie (figure 2). Cette aire d'étude est caractérisée par un mélange de peuplements de conifères et mixtes typiques de la forêt boréale. Le sapin baumier (*Abies balsamea*) et l'épinette noire (*Picea mariana*) dominent en haute altitude, tandis que les vallées et les autres secteurs de plus basse altitude sont couverts de peuplements mixtes et décidus. L'aire d'étude est recouverte par des milieux forestiers (56 %) et des milieux perturbés (37 %), principalement des coupes et des chemins forestiers. L'orignal (*Alces alces*), le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*) sont les autres grands mammifères présents dans l'aire d'étude.

Matériel et méthodes

Capture et télémétrie

Entre avril 2004 et mars 2010, nous avons capturé 53 caribous adultes (37 femelles et 16 mâles) à l'aide d'un lance-filet tiré d'un hélicoptère (Potvin et Breton, 1988). Les caribous furent munis de colliers télémétriques GPS (modèles TGW-3600

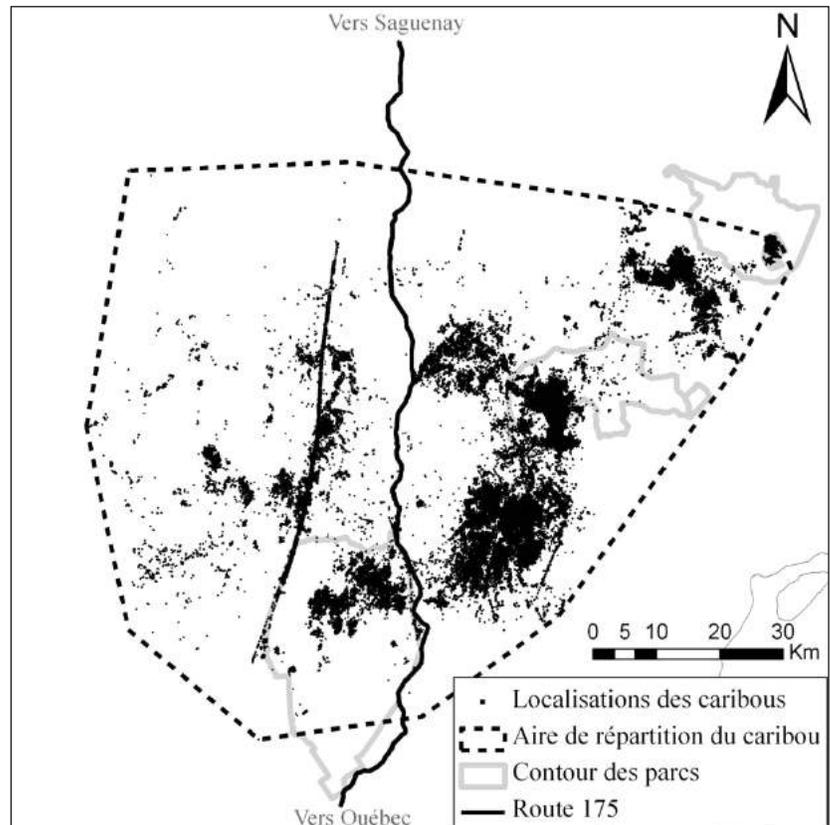


Figure 2. Carte de l'aire d'étude montrant la route 175 traversant l'aire de répartition du caribou forestier de Charlevoix, Québec. Le contour des parcs de conservation et les localisations des caribous équipés de colliers GPS entre 2004 et 2010 sont également présentés.

et TGW-4600, Telonics Inc., Mesa, AZ, É.-U.) programmés pour enregistrer une localisation toutes les 3 ou 7 h, selon le modèle.

Données spatio-temporelles

Nous avons utilisé les cartes écoforestières du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF), que nous avons mises à jour chaque année afin d'inclure les nouvelles coupes forestières. Nous avons regroupé les classes de végétation disponibles en 10 catégories et nous avons créé un modèle numérique d'élévation afin de calculer l'altitude et la pente. Puisque la réfection de la route s'est déroulée progressivement dans divers chantiers de construction entre 2006 et 2010, nous avons mis à jour les informations concernant la route 175 (source : MTQ) tous les 15 jours, afin de capturer cette évolution spatio-temporelle. Ainsi, pour chaque segment de 1 km de route nous avons octroyé un état, soit avant, pendant (en chantier) ou après la réfection. Enfin, nous avons développé un indice de trafic basé sur les données récoltées par un compteur situé au centre de l'aire d'étude. Cet indice continu était basé sur le trafic horaire moyen annuel et modifié afin de considérer les variations de trafic journalières (jours de la semaine) et mensuelles.

Analyse des données

Impacts de la route sur les mouvements du caribou

Nous avons simulé 1 000 routes distribuées aléatoirement dans l'aire de répartition du caribou. Nous avons déterminé le taux de traversées de la route 175 (nombre de traversées par km de route) et l'avons comparé au taux de traversées des 1 000 routes aléatoires à l'aide de tests de *t*. Nous avons effectué une corrélation de Spearman entre le taux de traversées individuel de la route 175 (traversées/km/individu) et l'année, afin de noter un éventuel changement attribuable à l'avancement des travaux de réfection. Nous avons mesuré le taux de déplacement (m/h) des caribous traversant la route et l'avons comparé à leur taux de déplacement quelques heures avant et après la traversée. Nous avons testé l'effet du pas (c'est-à-dire T_0 = le pas pendant la traversée; T_{-1} à T_{-5} = les 5 pas précédant la traversée; T_{+1} à T_{+5} = les 5 pas suivant la traversée) sur le taux de déplacement à l'aide d'une régression multiple avec tests de comparaisons multiples de Tukey. Nous avons testé l'effet de la densité du trafic sur le taux de déplacement des caribous traversant la route à l'aide d'une régression linéaire.

Impacts de la route sur la distribution du caribou

Afin d'évaluer si la distribution à large échelle des caribous avait changé au cours des travaux d'élargissement de la route, nous avons testé la corrélation entre l'année et la densité de route 175 (km/km²) dans le domaine vital des individus ayant traversé la route au moins une fois. Nous avons tracé le domaine vital annuel de chaque individu à l'aide de la méthode du polygone convexe minimal à 100 %. Nous avons ensuite généré autant de localisations aléatoires que de localisations observées au sein de ces domaines vitaux et avons calculé leur distance minimale à la route. Nous avons inclus cette distance, ainsi que les variables des classes de végétation et de topographie, dans un modèle mixte de fonction de

sélection des ressources (Manly et collab., 2002) estimé à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute Inc., 2002) après nous être assurés que les variables n'étaient pas fortement colinéaires (le facteur d'inflation de la variance était toujours < 2). À la suite des analyses, nous avons validé les modèles avec la méthode de validation croisée (Boyce et collab., 2002).

En plus du modèle global, qui inclut l'ensemble des localisations de caribou, nous avons testé l'effet des mêmes variables d'habitat et de dérangement dans des bandes de 1 250, 2 500 et 5 000 m le long de la route, mais en ajoutant l'interaction entre la distance minimale à la route et l'état de la route (c'est-à-dire avant, pendant, après). Ce faisant, nous voulions améliorer notre capacité à détecter les effets de la route (notamment l'effet des chantiers de construction) sur le comportement des individus les plus près de la route. À l'aide de régressions log-linéaires, nous avons testé si la fréquence des localisations rencontrées dans chaque zone le long de la route, c'est-à-dire dans les zones de 1 250, 2 500 et 5 000 m, était influencée par la densité du trafic (faibles et fortes densités établies en deçà ou au-dessus de la médiane de 186 v/h, respectivement) et l'état de la route (avant, pendant ou après).

Résultats

Impacts de la route sur les mouvements du caribou

Parmi les 53 caribous équipés de colliers GPS entre 2004 et 2010, seulement 12 individus (8 femelles et 4 mâles) ont traversé la route 175 au moins une fois. De même, nous avons observé seulement 93 traversées de route parmi les 364 100 localisations recueillies (< 0,03 %). Le taux de traversées de la route 175 était beaucoup plus faible que celui des routes distribuées aléatoirement dans l'aire d'étude (tableau 1). Le taux de traversées individuel a montré une tendance (marginale) significative à diminuer au fil des années ($n = 7$ ans, $r_s = -0,68$; $P = 0,09$). La plupart des traversées (73 %) sont survenues durant des périodes de forte densité

Tableau 1. Nombre annuel de traversées et taux de traversées (traversées/km) de la route 175 effectuées par le caribou forestier de Charlevoix, Québec. Le taux de traversées observé sur la route 175 a été comparé au taux de traversées sur 1 000 routes virtuelles distribuées aléatoirement dans l'aire de répartition de la population à l'aide de tests de *t*.

Année	Nombre de traversées (et taux de traversées en nb/km)				Taux de traversées moyen (nb/km) des 1 000 routes aléatoires ± écart type	Valeur de <i>t</i>
	Avant la réfection	Pendant la réfection	Après la réfection	Total		
2004	13 (0,14)	— ^a	—	13 (0,14)	1,00 ± 2,13	12,83*
2005	20 (0,21)	—	—	20 (0,21)	1,19 ± 2,68	11,61*
2006	5 (0,06)	1 (0,07)	—	6 (0,06)	1,50 ± 2,93	15,47*
2007	13 (0,16)	1 (0,07)	—	14 (0,15)	1,87 ± 2,26	24,09*
2008	1 (0,04)	16 (0,26)	4 (0,38)	21 (0,22)	2,98 ± 3,89	22,44*
2009	—	1 (0,01)	1 (0,07)	2 (0,02)	2,16 ± 3,38	19,99*
2010	—	0	17 (0,29)	17 (0,18)	2,84 ± 3,91	21,53*
Global	52	19	22	93 (0,97)	14,17 ± 16,99	24,57*

^a État de la route non disponible

* $P < 0,001$

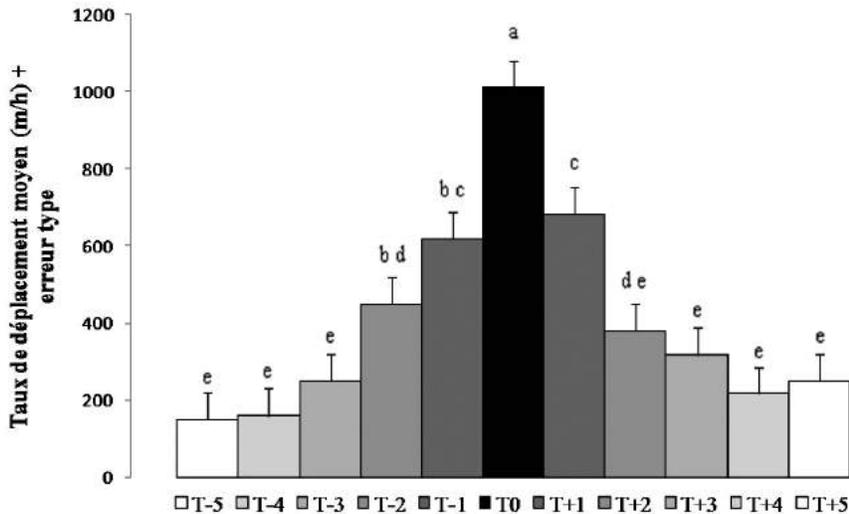


Figure 3. Taux de déplacement moyen (m/h + erreur type) des caribous forestiers de Charlevoix (Québec, 2004 à 2010) lors de la traversée de la route 175 (T_0), ainsi que lors des 5 pas précédant (T_{-1} à T_{-5}) et des 5 pas suivant (T_{+1} à T_{+5}) la traversée. Les différences significatives sont représentées par des lettres différentes.

de trafic (moyenne de 296 v/h). Le taux de déplacement des caribous était plus élevé à proximité de la route, particulièrement au moment de la traversée (en moyenne 1011 m/h; figure 3). Le taux de déplacement des caribous était aussi plus élevé au cours des 2 pas précédant (T_{-1} et T_{-2}) et du pas suivant (T_{+1}) la traversée. Les caribous ont traversé la route avec un taux de déplacement significativement plus élevé durant les périodes de circulation automobile dense ($P = 0,04$).

Impacts de la route sur la distribution du caribou

La corrélation entre la densité de la route 175 dans le domaine vital des caribous et l'année était négative ($r_s = -0,17$, $P = 0,03$). Sur les 9 individus ayant traversé la route au moins une fois au cours de l'étude et qui furent suivis pendant au moins 2 ans, 8 ont modifié leur utilisation de l'espace pour éviter la route à large échelle pendant ($n = 3$) ou après ($n = 5$) les travaux de réfection. Le modèle de sélection des ressources basé sur l'ensemble des données (modèle global) a révélé que les caribous évitaient significativement la route à l'échelle de leur domaine vital (tableau 2). Seulement 1713 (0,47%), 6974 (1,92%) et 16067 (4,41%) localisations se trouvaient dans les bandes de 1 250, 2 500 et 5 000 m le long de la route, respectivement, ce qui est 1,3 à 2,3 fois moins élevé que pour les localisations aléatoires. Les modèles estimés sur les localisations de caribou trouvées seulement dans les bandes de part et d'autre de la route ont aussi démontré que les caribous évitaient la route. À l'intérieur de ces bandes, les caribous évitaient toutes les classes de végétation (sauf les milieux humides à 5 000 m et les milieux ouverts sous les lignes de transport d'énergie), même celles qu'ils sélectionnaient ailleurs dans leur domaine vital. Une proportion plus élevée de

localisations de caribou fut trouvée dans la bande de 1 250 m de part et d'autre de la route durant les périodes de forte densité de trafic, mais ce résultat ne s'est pas reproduit dans les zones de 2 500 et 5 000 m (tableau 3). Enfin, les caribous ont diminué leur fréquentation des bordures de la route pendant et après les travaux de réfection (tableau 3).

Discussion

Nos résultats ont démontré que les caribous évitaient la route, et ce, même avant le début des travaux de réfection, ce qui suggère que le dérangement associé à la route pourrait avoir joué un rôle important dans la distribution des caribous de Charlevoix. Le plus faible niveau de dérangement que nous avons mesuré dans cette étude (avant les travaux et à faible densité de trafic) dépassait probablement déjà le niveau de tolérance de certains caribous.

Pourtant, le dérangement causé par les travaux de réfection et la route élargie ont occasionné une réaction comportementale chez le caribou, puisqu'une proportion beaucoup plus faible de localisations a été recensée à proximité de la route ($\leq 5 000$ m). Le nombre de traversées de la route était très faible et a montré une tendance à la diminution au cours des années. Comme observé chez l'orignal par Dussault et collab. (2007), les caribous ont de plus augmenté leur taux de déplacement lorsque la circulation routière était importante, en réaction au dérangement accru. Enfin, la plupart des caribous qui ont traversé la route au cours d'une année ont par la suite délaissé la route durant ou après les travaux de réfection.

Les routes affectent les populations animales en réduisant l'accès aux ressources, en occasionnant la perte d'habitat, en augmentant la probabilité de mortalité et en subdivisant les populations (Jaeger et collab., 2005). Dans les sections suivantes, nous utiliserons l'exemple du caribou de Charlevoix pour discuter de ces impacts.

Accessibilité des ressources

Les animaux font face à une situation de compromis lorsqu'ils rencontrent une route: leur motivation à traverser la route pour accéder aux ressources trouvées de l'autre côté peut être découragée par le risque associé aux activités humaines et aux véhicules. Soixante-dix-sept pour cent ($n = 53$) des caribous de Charlevoix n'ont jamais traversé la route 175 en 7 ans. Pour ces individus, les effets négatifs de la route sont particulièrement prononcés, puisque les ressources disponibles du côté opposé de la route sont inaccessibles (incluant des habitats propices protégés par des parcs de conservation).

Tableau 2. Coefficients de sélection (β) et intervalles de confiance à 95 % (IC 95 %) des modèles de sélection des ressources par le caribou de Charlevoix, Québec, de 2004 à 2010. Le modèle a été estimé en utilisant l'ensemble des localisations (n = 364 100), puis par la suite celles rencontrées dans des bandes de 1250, 2500 et 5000 m de part et d'autre de la route 175. Les résultats de la validation croisée sont également présentés. Il est à noter qu'un coefficient supérieur à 0 (pour un intervalle de confiance excluant 0) signifie généralement une sélection tandis qu'un coefficient inférieur à 0 signifie généralement un évitement, sauf pour les variables de distance où l'interprétation est inversée.

	Bande de 1 250 m (n = 1 713)		Bande de 2 500 m (n = 6 974)		Bande de 5 000 m (n = 16 067)		Toutes les localisations (n = 364 100)	
	β	IC 95 %	β	IC 95 %	β	IC 95 %	β	IC 95 %
Classe de végétation (catégorie de référence: peuplement de conifères matures de 50-90 ans):								
Conifères matures >90 ans	-1,27	-1,56 : -0,98	-1,18	-1,31 : -1,05	-0,48	-0,55 : -0,42	0,31	0,15 : 0,47
Milieux ouverts riches en lichen	-14,57	-15,25 : -13,88	-14,36	-14,83 : -13,88	-1,04	-1,80 : -0,28	1,9	1,68 : 2,12
Milieux humides	-0,4	-0,80 : <0,01	-0,3	-0,59 : <-0,01	1,01	0,91 : 1,12	0,9	0,77 : 1,04
Décidus matures	-1,87	-3,04 : -0,70	-1,31	-1,64 : -0,98	-0,77	-0,94 : -0,59	0,43	-0,07 : 0,93
Perturbations récentes (<5 ans)	-0,72	-1,00 : -0,44	-0,58	-0,74 : -0,42	-0,16	-0,23 : -0,08	1,37	1,18 : 1,56
Perturbations âgées (6-20 ans)	-1,44	-1,99 : -0,90	-0,43	-0,63 : -0,24	-0,41	-0,52 : -0,30	0,34	0,17 : 0,51
Milieux en régénération (>20 ans)	-2,54	-2,95 : -2,13	-2,13	-2,32 : -1,95	-1,9	-2,02 : -1,78	-0,87	-1,04 : -0,71
Autres	-3,45	-4,04 : -2,86	-2,94	-3,41 : -2,47	-0,8	-0,95 : -0,65	-0,61	-0,76 : -0,46
Ligne de transport d'énergie	2,13	1,80 : 2,46	2,42	2,15 : 2,69	2,23	2,01 : 2,44	4,28	3,89 : 4,67
Topographie:								
Altitude (km)	-6,27	-7,95 : -4,59	-1,55	-2,69 : -0,41	2,86	2,42 : 3,31	2,12	0,69 : 3,56
Altitude ²	123,55	102,02 : 145,08	76,05	63,18 : 88,92	17,11	12,24 : 21,98	5,8	-0,61 : 12,22
Pente (°)	-0,02	-0,04 : <-0,01	0,04	0,03 : 0,05	0,04	0,03 : 0,04	-0,03	-0,04 : -0,02
Distance à la route:								
Distance minimale à la route (km)	0,61	0,32 : 0,89	0,82	0,73 : 0,90	0,04	0,01 : 0,06	0,03	0,01 : 0,05
Interaction entre la distance minimale à la route (km) et l'état de la route (catégorie de référence: avant la réfection):								
Pendant la réfection	-0,81	-1,35 : -0,27	-0,15	-0,28 : -0,01	0,05	0,01 : 0,09		
Après la réfection	-2,1	-2,62 : -1,57	-2,94	-3,29 : -2,59	-0,18	-0,24 : -0,12		
Validation	0,81		0,96		0,88		0,96	

Tableau 3. Estimation des paramètres des régressions log-linéaires évaluant l'influence de la densité de trafic et, dans un deuxième temps, l'état de la route, sur la fréquence des localisations de caribous de Charlevoix (2004-2010) trouvées dans chaque bande le long de la route 175 (1 250, 2 500 et 5 000 m). Les faibles et fortes densités de trafic sont établies en deçà ou au-dessus de la médiane de 186 v/h, respectivement.

	Bande de 1 250 m autour de la route	Bande de 2 500 m autour de la route	Bande de 5 000 m autour de la route
Densité du trafic (catégorie de référence = faible)			
Élevée	0,252*	-0,034	-0,004
État de la route (catégorie de référence = avant réfection)			
Pendant	-0,783*	0,016	-0,046*
Après	-0,169*	-1,481*	-1,448*

* $P < 0,05$

Cette perte potentielle représente de 52 à 61 % de l'aire de répartition du caribou, pour les individus trouvés respectivement à l'ouest ou à l'est de la route. De même, l'accès à des partenaires sexuels en période de rut pourrait être problématique, particulièrement du côté ouest de la route, puisque plus de 85 % des individus de la population se trouvaient du côté est.

Quantité et qualité de l'habitat

Les animaux atténuent généralement les effets négatifs des facteurs les plus limitants à large échelle (Rettie et Messier, 2000). À ce titre, la présence de la route 175 a semblé être un facteur déterminant dans le choix de l'emplacement du domaine vital des caribous. Nos résultats suggèrent que le dérangement occasionné par la route a détérioré la qualité de l'habitat jusqu'à 5 000 m de celle-ci. Comme observé chez l'orignal (Dussault et collab., 2007), les caribous ont démontré des signes de dérangement plusieurs heures avant et après une traversée de route et ont accéléré le pas pour la traverser. L'évitement de toutes les classes naturelles de végétation par le caribou jusqu'à 5 000 m de la route démontre que les bénéfices potentiels procurés par l'utilisation des ressources que les caribous auraient pu y trouver n'étaient pas suffisants pour compenser le risque perçu.

Mortalité

Au moins 3 collisions routières impliquant un caribou (non porteur de collier GPS) se sont produites au cours des 7 années qu'a duré notre étude. Ce nombre relativement faible n'est pas surprenant, étant donné que la plupart des individus de la population évitaient totalement la route. Par conséquent, la stratégie d'évitement du caribou semble offrir une protection adéquate contre la mortalité directe sur la route. Néanmoins, la mort d'individus adultes participant à la reproduction dans une petite population comme celle de Charlevoix (qui compte environ 80 individus) pourrait avoir des impacts draconiens sur le recrutement et la viabilité de la population.

Subdivision de la population

Nos résultats suggèrent que les impacts négatifs des routes sur le comportement du caribou pourraient, à long terme, avoir des conséquences sur la dynamique des populations. Advenant une éventuelle interruption des traversées de route par le caribou, celle-ci subdiviserait la population en 2 sous-groupes; chaque groupe pourrait s'avérer plus susceptible à une extinction locale attribuable à des événements aléatoires (Hanski et Ovaskainen, 2003). Toutefois, le caribou forestier est une espèce longévive, et beaucoup de temps pourrait passer avant que la dépression génétique n'affecte la population de Charlevoix.

Conclusion

Avec cette étude, nous avons démontré que le comportement du caribou forestier de Charlevoix était affecté par la présence de la route 175, mais aussi par son élargissement. Nous croyons que les efforts de conservation devraient avant tout prioriser le maintien de la connectivité entre les 2 côtés de la route afin de permettre aux caribous d'accéder à tous les habitats propices disponibles. La connectivité pourrait être améliorée grâce à la construction et à l'aménagement de passages à grande faune (Olsson et collab., 2008). Nous croyons aussi qu'il serait souhaitable de développer des mesures d'atténuation visant la réduction du niveau de dérangement à proximité des routes, ce qui favoriserait l'utilisation des passages fauniques par les espèces sensibles comme le caribou forestier. Nos travaux futurs permettront d'évaluer l'influence de la route sur la dynamique de la population, notamment sur la survie des caribous.

Remerciements

Nous remercions B. Baillargeon, L. Breton, P. Dubois, J.-G. Frenette, S. Gravel, D. Grenier, R. McNicol, M. Poulin, S. Rivard et S. St-Onge pour la capture des caribous et la récupération des données GPS. Le financement de cette étude a été assuré par le ministère des Transports du Québec et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. M. Leblond a reçu une bourse du Fonds québécois de recherche sur la nature et les technologies. ◀

Références

- BÉDARD, Y., 2012. La réfection de l'axe routier 73/175: son histoire, son déroulement et ses enjeux sociaux et écologiques. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2): 3-7.
- BOYCE, M.S., P.R. VERNIER, S.E. NIELSEN et F.K.A. SCHMIEGELOW, 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157: 281-300.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada), 2002. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois *Rangifer tarandus caribou* au Canada – Mise à jour. Ottawa, 112 p.
- DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, C. LAURIAN, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management*, 71: 2338-2345.
- 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.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC, 2008. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec – 2005-2012. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats. Québec, 78 p.
- FORMAN, R.T.T. et R.D. DEBLINGER, 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, 14: 36-46.
- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONNETTE, 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, 2002. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, 467 p.
- GIBBS, J.P. et W.G. SHRIVER, 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16: 1647-1652.

- HANSKI, I. et O. OVASKAINEN, 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, 64 : 119-127.
- JAEGER, J.A.G., J. BOWMAN, J. BRENNAN, L. FAHRIG, D. BERT, J. BOUCHARD, N. CHARBONNEAU, K. FRANK, B. GRUBER 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.
- 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.
- MANLY, B.F.J., L.L. MCDONALD, D.L. THOMAS, T.L. MCDONALD et W.P. ERICKSON, 2002. Resource selection by animals : statistical design and analysis for field studies. 2^e édition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 221 p.
- MORRISON, J.C., W. SECHREST, E. DINERSTEIN, D.S. WILCOVE et J.F. LAMOREUX, 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy*, 88 : 1363-1380.
- 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.
- OLSSON, M.P.O., P. WIDEN et J.L. LARKIN, 2008. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 85 : 133-139.
- POTVIN, F. et L. BRETON, 1988. Use of a net gun for capturing white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 102 : 697-700.
- RETTIE, W.J. et F. MESSIER, 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou : its relationship to limiting factors. *Ecography*, 23 : 466-478.
- RYTWINSKI, T. et L. FAHRIG, 2011. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Applications*, 21 : 589-600.
- SAS INSTITUTE INC., 2002. SAS for Windows Version 9.2. Cary, 7886 p.
- TILLMANN, J. E., 2005. Habitat fragmentation and ecological networks in Europe. *Gaia*, 14 : 119-123.
- VISTNES, I. et C. NELLEMAN, 2008. The matter of spatial and temporal scales : A review of reindeer and caribou response to human activity. *Polar Biology*, 31 : 399-407.
- VITOUSEK, P.M., H.A. MOONEY, J. LUBCHENCO et J.M. MELILLO, 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277 : 494-499.



Voici une de nos salles de classe.

La biologie à l'UQAR est orientée vers la gestion et la protection des milieux naturels.

- Baccalauréat en biologie
- DESS en gestion de la faune et de ses habitats
- Maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats
- Doctorat en biologie
- Doctorat en sciences de l'environnement

UQAR
www.uqar.ca/biologie

Réponses du loup gris au réseau routier et à la présence d'un important chantier de construction

Frédéric Lesmerises, Christian Dussault et Martin-Hugues St-Laurent

Résumé

Depuis 2006, le gouvernement québécois a entrepris l'élargissement de la route 175 entre Québec et Saguenay, afin de la faire passer de 2 à 4 voies sur près de 200 km en territoire forestier. Notre objectif était d'évaluer les impacts de l'augmentation de l'activité humaine induite par ce chantier sur le comportement des loups. Depuis 2005, nous avons suivi 22 individus par télémétrie GPS de part et d'autre de la route 175. Nos résultats montrent, entre autres, que les loups ont exercé une sélection pour les secteurs à forte densité de chemins forestiers. Nous avons également observé un évitement des zones où l'activité humaine était plus élevée en raison des chantiers de construction, principalement durant la période où les loups vivaient près de leur tanière. Durant la période de fréquentation de la tanière, les loups ont traversé moins souvent la route après le début des travaux d'élargissement, mais cette réponse négative du loup ne s'est pas poursuivie par la suite. Nos résultats suggèrent que l'activité humaine semble être un des principaux facteurs influençant le comportement des loups à l'approche d'une route.

MOTS CLÉS : activité humaine, chantier routier, dérangement anthropique, effet de barrière, loup gris

Introduction

Les perturbations anthropiques modifient la distribution et le comportement de diverses espèces animales. Le réseau routier est une des perturbations les plus répandues dans le paysage habité nord-américain (Trombulak et Frissell, 2000). Les routes entraînent un effet de barrière au déplacement de la faune et limitent l'accès aux ressources situées de part et d'autre de celles-ci. Cet effet de barrière peut causer une perte fonctionnelle d'habitat pour les espèces incapables de traverser ou montrant un évitement de la route (Benitez-Lopez et collab., 2010; Leblond et collab., 2011). Pour les espèces n'évitant pas la route, la mortalité induite directement par les collisions avec les véhicules, ou indirectement par l'augmentation de la pression de chasse et du braconnage à la suite de l'ouverture du territoire, peut constituer une menace au maintien des populations à long terme (Carr et Fahrig, 2001; Lopez et collab., 2003). Les études antérieures traitant des impacts du réseau routier se sont souvent attardées aux espèces plus sensibles, qui démontrent surtout des réponses comportementales et démographiques négatives (p. ex. : amphibiens [Eigenbrod et collab., 2008] et oiseaux [Benitez-Lopez et collab., 2010]). Un des meilleurs exemples chez les grands mammifères est probablement le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), pour lequel de nombreuses études démontrent un évitement des routes sur plusieurs kilomètres (Dyer et collab., 2001; Leblond et collab., 2011; Polfus et collab., 2011; St-Laurent et collab., 2012). Cependant, d'autres espèces peuvent tirer avantage du réseau routier grâce à l'apport de nourriture (p. ex. les carcasses d'animaux frappés), la protection contre les prédateurs (Muhly et collab., 2011) ou encore un meilleur succès de chasse (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington et collab., 2011). La réponse aux routes chez ces espèces varie généralement selon l'intensité de la perturbation (Whittington et collab., 2004).

Le loup est une espèce susceptible de bénéficier du réseau routier. En effet, il s'adapte très facilement à différents milieux (Mech et Boitani, 2003) et peut tolérer, voire sélectionner les secteurs à grandes densités d'infrastructures humaines (Houle et collab., 2010). Il existe au moins 3 importantes mesures pour décrire l'intensité du dérangement associé à un réseau routier, dans l'optique d'évaluer ses impacts sur le comportement animal : la configuration des routes qui le composent (p. ex. : la largeur de leur emprise et la présence de clôtures à grande faune), la densité de routes dans le paysage et l'intensité de leur utilisation par l'homme, habituellement évaluée par le niveau de trafic. Il n'y a pas de seuil précis à partir duquel les impacts négatifs des routes contrebalancent les bénéfices à les utiliser chez le loup. Toutefois, Mladenoff et collab. (1995) ont démontré que les territoires de différentes meutes du Minnesota étaient tous situés dans des secteurs où la densité de routes pavées ne dépassait pas 1,0 km/km². Par ailleurs, Rogala et collab. (2011) ont démontré la pertinence de s'intéresser à l'intensité de l'activité humaine présente sur les routes et les sentiers, puisque la considération du

Frédéric Lesmerises est étudiant à la maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR).

frederic.lesmerises@uqar.ca

Christian Dussault est chercheur en faune terrestre au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

Martin-Hugues St-Laurent est professeur au Département de biologie, chimie et géographie de l'UQAR.

Frédéric Lesmerises et Martin-Hugues St-Laurent sont également membres du groupe de recherche BORÉAS et du Centre d'études nordiques.

trafic améliorerait la performance prédictive de leurs modèles. En effet, les loups vont utiliser les secteurs à proximité des chemins forestiers peu utilisés ou des sentiers pour se déplacer (Whittington et collab., 2004; Houle et collab., 2010), mais vont éviter les routes pavées plus fréquentées (Thurber et collab., 1994). La présence d'un chantier de construction majeur représente probablement la plus grande perturbation qu'il soit possible de retrouver sur une route, en raison de la forte activité humaine et du bruit causé par l'augmentation du trafic de véhicules lourds. Pourtant, à notre connaissance, aucune étude n'a évalué les impacts de tels chantiers sur les déplacements de grands carnivores comme le loup.

L'objectif de notre étude était d'évaluer l'influence du dérangement occasionné par les routes sur les déplacements et la distribution spatiale du loup. Nous avons émis l'hypothèse que l'intensité des activités humaines serait le principal facteur influençant l'utilisation des routes par le loup (Hebblewhite et Merrill, 2008; Rogala et collab., 2011). Nous avons prédit que le loup devrait : 1) sélectionner les fortes densités de chemins forestiers qui supportent peu de trafic comparativement aux routes pavées pour faciliter leurs déplacements à l'intérieur de leur territoire, 2) éviter davantage la route là où des chantiers de construction sont en activité, 3) traverser moins souvent les routes là où l'activité humaine est importante, en raison du trafic ou de la présence d'un chantier de construction et 4) réagir moins fortement à la route élargie qu'à la présence d'un chantier en évitant moins les secteurs où les travaux sont à l'arrêt ou terminés, puisque l'activité humaine y est réduite.

Aire d'étude

L'aire d'étude couvrait une superficie de 13 000 km² située dans la portion sud de la forêt boréale québécoise (47° 41' N; 71° 20' O), entre les villes de Québec et Saguenay (voir la figure 1 dans Bédard, p. 3). La végétation est caractérisée par une dominance de peuplements de conifères, principalement le sapin baumier (*Abies balsamea*) et l'épinette noire (*Picea mariana*), entremêlés de peuplements mixtes dont la portion feuillue est composée essentiellement de peupliers faux-trembles (*Populus trembloides*), de bouleaux à papier (*Betula papyrifera*) et d'érables (*Acer* spp.) dans la partie nord, près du lac Saint-Jean. L'augmentation du trafic entre les régions de la Capitale-Nationale et du Saguenay-Lac-Saint-Jean, de même que le nombre élevé d'accidents routiers ont incité le ministère des Transports du Québec (MTQ) à entreprendre d'importants travaux de réfection de la route provinciale 175 qui relie Québec à Saguenay. Le chantier, qui a débuté en 2006 et qui s'est terminé en 2011 dans notre aire d'étude, avait pour objectif de faire passer la route de 2 voies contiguës à 4 voies séparées par un terre-plein central. Vu l'ampleur du chantier, les travaux se sont déroulés par sections de quelques kilomètres de longueur.

Matériel et méthodes

Capture et télémétrie

Nous avons installé des colliers GPS sur 26 loups appartenant à 9 meutes différentes entre 2005 et 2009. Certains

individus ($n = 16$) ont été capturés en hélicoptère durant l'hiver à l'aide d'un lance-filet (Potvin et Breton, 1988) ou d'un fusil à fléchette contenant du telazol. Durant l'été, d'autres loups ($n = 10$) ont été capturés à l'aide de pièges à patte modifiés. Les méthodes de capture ont été approuvées par le comité de bons soins aux animaux du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF; certificat # CPA-07-00-02) et de l'Université du Québec à Rimouski (certificat # CPA-27-07-53-R2). Les loups ont été capturés à proximité de la route 175 afin de s'assurer que leurs territoires se trouvaient à proximité de celle-ci. Les colliers GPS étaient programmés pour recueillir 1 localisation aux 4 h. Nous avons limité l'analyse à 22 loups adultes pour lesquels il y avait suffisamment de localisations.

Périodes annuelles et journalières

Nous avons défini 3 périodes annuelles basées sur l'écologie du loup afin de tenir compte des changements comportementaux susceptibles d'influencer ses réactions face aux perturbations humaines : « tanière » (du début de mai à la mi-juillet), « rendez-vous » (de la mi-juillet à la mi-octobre) et « nomade » (de la mi-octobre au début de mai). Durant la période de fréquentation des tanières, les femelles reproductrices demeurent généralement à proximité de celles-ci, tandis que les autres membres de la meute patrouillent le territoire et reviennent périodiquement pour nourrir et protéger les jeunes (Mech et Boitani, 2003). Ce comportement est également observable durant la période rendez-vous. Toutefois, à cette période, les loups établissent plusieurs points de rencontre à l'intérieur de leur territoire, que l'on appelle « sites de rendez-vous » (Mech et Boitani, 2003). Durant la période nomade, les loups se déplacent en meute et sélectionnent davantage les proies de grandes tailles (Mech et Boitani, 2003). Nous avons également séparé le jour en 2 périodes, soit le jour et la nuit. La nuit débutait une demi-heure après le coucher du soleil jusqu'à une demi-heure avant son lever (CNRC, 2010).

Description des habitats et des chantiers

Nous avons classifié les habitats disponibles sur les cartes écoforestières publiées par le MRNF en 10 catégories différentes variant en termes de couvert et de qualité pour l'original, la principale proie du loup. Les cartes d'habitat ont été mises à jour chaque année dans le but d'inclure les modifications du paysage (coupes forestières et épidémies d'insectes). Afin de bien évaluer les impacts du chantier routier, nous avons comparé le comportement des loups avant, pendant et après la réfection de la route 175. Pour nous assurer que les changements de comportement des loups étaient bien attribuables à la modification de la route et non à des changements annuels hors de notre contrôle, nous avons également évalué le comportement des loups en bordure de 2 autres routes pavées (169 et 381) qui traversaient l'aire d'étude et qui sont demeurées inchangées au cours de notre étude (zones témoins). Puisque les chantiers de diverses longueurs s'étendaient sur près de 150 km, nous avons attribué un état d'avancement des travaux (avant, pendant

actif, pendant inactif et après) à chaque segment de 1 km de la route. Pour bien évaluer l'intensité du dérangement, nous avons séparé l'état « pendant » en 2 catégories, actif et inactif. Un chantier était considéré inactif si les travaux étaient déjà commencés mais que la machinerie n'était pas en marche. L'état d'avancement des tronçons de route était mis à jour à chaque quinzaine, à l'aide des journaux de chantier du MTQ.

Analyse des données

Nous avons calculé la superficie du territoire de chaque loup à l'aide de la technique du polygone convexe minimum à 95 % (MCP 95%) afin d'exclure les excursions extraterritoriales qui pouvaient ne pas être représentatives du comportement habituel des loups. Pour évaluer l'impact de la présence d'un chantier de construction et de la densité de chemins forestiers sur la distribution du loup dans son territoire, nous avons utilisé des fonctions de sélection des ressources (RSF; Manly et collab., 2002). Nous avons généré un nombre de points aléatoires équivalant à celui des localisations observées dans le domaine vital de chaque individu dans le but d'évaluer la disponibilité des ressources. Nous avons réalisé des analyses préliminaires pour identifier tous les habitats sélectionnés par les loups pour chaque période, que nous avons regroupés en une seule catégorie nommée « catégories d'habitat sélectionnées ». Nous avons déterminé l'impact d'une augmentation de la densité de chemins forestiers sur la sélection d'habitat des loups en testant l'interaction entre les catégories d'habitat sélectionnées et la densité de chemins (km/km^2). La densité de chemins a été calculée dans un rayon de 250 m autour des localisations pour les périodes tanière et rendez-vous, et de 1 000 m pour la période nomade. Ces distances ont été préalablement déterminées à l'aide du critère d'information bayésien (BIC) à partir de distances (250, 500, 1 000, 1 500 et 2 000 m) qui couvraient le déplacement moyen des loups ($\sim 1\,800$ m) entre 2 localisations dans notre base de données.

Afin d'évaluer l'influence de la route 175 et du chantier, nous avons calculé la distance minimale entre chaque localisation (observée ou aléatoire) et les routes 169, 175 et 381. Comme il est plausible de croire que le dérangement n'augmentait pas de manière linéaire avec la distance à la route, nous avons tronqué cette distance afin de modéliser les impacts réels de la route et des chantiers. Nous avons préalablement testé différentes distances de troncature (de 1 km à 5 km, par intervalle de 1 km), que nous avons classées à l'aide du critère BIC. Nous sommes confiants de capturer la réponse des loups aux modifications à l'intérieur de ce seuil de 5 km puisque cette distance est suffisante même pour une espèce sensible telle que le caribou (Leblond et collab., 2011; Polfus et collab., 2011). La distance de troncature retenue était de 5 km pour les périodes tanière et nomade, et de 4 km pour la période rendez-vous. Nous avons inclus l'interaction entre la distance minimale à la route pavée la plus proche et l'état de la route (avant, pendant inactif, pendant actif, après et témoin [169 ou 381]) à cet endroit dans nos modèles. Nous avons utilisé l'état « avant » comme référence, puisque notre but était de

vérifier les réactions des loups envers les travaux de réfection et l'élargissement de la route. Nous avons également inclus dans les modèles les catégories d'habitats et la période quotidienne afin de contrôler leurs effets potentiels sur le comportement des loups. Nous avons réalisé des modèles RSF mixtes (avec un facteur aléatoire individu niché dans la meute), que nous avons évalués à l'aide d'une régression logistique (PROC GLIMMIX; SAS Institute Inc., 2002).

Nous avons également évalué la réponse des loups aux chantiers routiers en quantifiant le nombre de traversées de route effectuées au cours de notre étude. Ainsi, nous avons relié les localisations consécutives d'un même individu et avons identifié une traversée chaque fois que la trajectoire croisait une route provinciale. Nous avons standardisé le nombre de traversées par la longueur de route de chaque état, rapporté sur 100 jours de suivi. Nous avons également intégré dans le modèle de régression linéaire mixte (toujours avec le facteur aléatoire individu niché dans la meute) la « période quotidienne » afin de considérer les différences de comportement des loups (Hebblewhite et Merrill, 2008), en plus de contrôler indirectement pour les variations de trafic de la route 175 qui risquent d'être importantes entre le jour et la nuit.

Résultats

Durant les périodes tanière et rendez-vous, les loups sélectionnaient les secteurs présentant une densité de chemins forestiers plus élevée que dans le reste du territoire. De plus, les loups se concentraient davantage dans les catégories d'habitat sélectionnées (composés essentiellement de jeunes peuplements en régénération et de peuplements mixtes-feuillus) lorsque la densité de chemins était élevée durant la période rendez-vous (interaction entre la densité de chemins et les catégories d'habitat sélectionnées; figure 1). Enfin, les

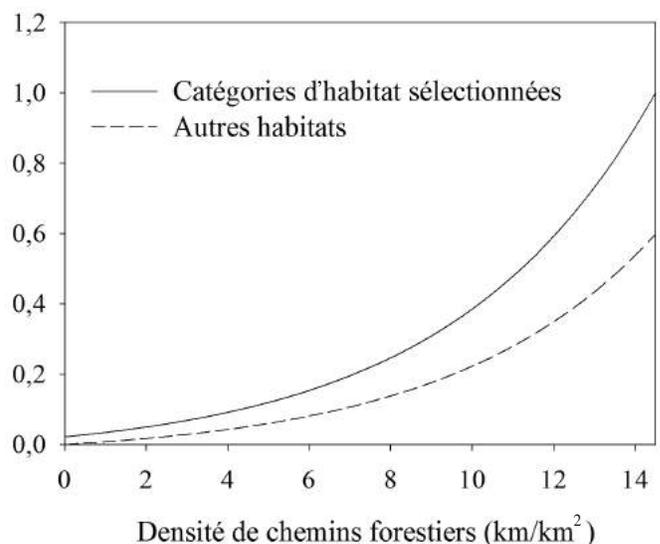


Figure 1. Probabilité relative qu'un loup soit présent dans un secteur selon le type d'habitat fréquenté durant la période rendez-vous, en fonction de la densité (km/km^2) de chemins forestiers dans la réserve faunique des Laurentides (Québec) entre 2005 et 2009.

loux ne montraient aucune préférence quant à la densité de chemin durant la période nomade.

L'intensification de l'activité humaine sur les chantiers de construction de la route 175 a modifié le comportement des loups. Bien que la réponse n'ait pas été très prononcée et qu'elle fût variable entre les individus, l'interaction entre l'état du chantier et la distance à la route nous démontre une tendance à l'augmentation, durant la période tanière, de la distance moyenne des localisations par rapport à la route pour les états « pendant actif » ($P = 0,054$) et « après » ($P = 0,072$) par rapport aux secteurs « avant » (tableau 1). Durant la période rendez-vous, les loups ont seulement réagi négativement à la présence d'un chantier actif ($P = 0,059$), alors qu'ils ont fortement sélectionné les habitats plus près des secteurs inactifs ($P < 0,001$). Durant la période nomade, les loups n'ont pas réagi à l'état d'avancement des travaux. La réaction des loups aux sections « avant » de la route 175 était similaire à celle observée envers les routes « témoins » (169 et 381) pendant les 3 périodes de l'année.

Entre 2005 et 2009, les loups suivis ont traversé 1 552 fois la route 175, pour un taux moyen de traversées de 0,491 traversées/km/100 jours. Toutefois, le nombre de traversées par année a été très variable d'un individu à l'autre, s'échelonnant de 4 à 272 traversées par individu. Les loups traversaient la route 175 plus souvent durant la nuit, peu importe si des chantiers de construction étaient présents ou non. Toutefois, le taux moyen de traversées diminuait dans les secteurs « pendant actif » ($t = -2,131$; $P = 0,034$) et « après » ($t = -1,998$; $P = 0,047$) durant la période tanière et présentait une tendance semblable durant la période « pendant inactif » ($t = -1,769$; $P = 0,078$; figure 2).

Discussion

Nos résultats appuient globalement l'hypothèse stipulant que l'activité humaine présente sur la route influence son utilisation par les loups. Concrètement, les individus ont davantage évité et moins traversé les secteurs en travaux, et

ont réagi de façon moins marquée à la route élargie qu'à la présence de chantiers.

Effets des chemins forestiers

Le loup exprime une très grande plasticité comportementale, basée sur un compromis entre les risques et les bénéfices associés aux perturbations humaines, qui lui permet de s'adapter à des milieux diversifiés (Mech et Boitani, 2003). Dans notre étude, l'augmentation de la densité de chemins forestiers n'était pas nécessairement liée à une augmentation de l'activité humaine. La majorité des chemins cartographiés ont été mis en place par l'industrie forestière, et ils étaient utilisés principalement par les pêcheurs, les chasseurs et les villégiateurs au moment de l'étude. Ainsi, les loups ont pu tirer profit de ces chemins peu fréquentés pour se déplacer plus rapidement dans leur territoire et ainsi augmenter leur succès de chasse (James et Stuart-Smith, 2000; Whittington et collab., 2011). De plus, lorsque les loups fréquentaient les milieux propices à leurs proies, ils sélectionnaient davantage les fortes densités de chemins forestiers. Ceux-ci leur permettaient possiblement de patrouiller rapidement et efficacement les secteurs en régénération et les peuplements mixtes et feuillus, là où l'original est généralement plus abondant (Dussault et collab., 2005).

Effets des chantiers de construction

Nos résultats ont démontré que l'augmentation de l'activité humaine autour des chantiers routiers pouvait modifier le comportement des loups. Bien que d'autres études aient démontré que les routes ayant un trafic élevé étaient plus évitées que les routes peu fréquentées (Gagnon et collab., 2007; Rogala et collab., 2011), notre étude est, à notre connaissance, une des premières à démontrer les impacts de l'intensification de l'activité humaine à partir de données récoltées avant et après la mise en place d'une infrastructure. Les impacts des travaux de réfection ont varié selon la période de l'année, reflétant probablement une évolution des besoins d'habitat et de ressources des membres de la meute. En effet,

Tableau 1. Meilleurs modèles expliquant la répartition spatiale des loups dans la réserve faunique des Laurentides (Québec) en fonction de la distance à un segment de route selon l'état d'avancement des travaux, par période annuelle, entre 2005 et 2009. Pour chaque variable, β correspond au coefficient de la régression pour l'interaction entre l'état du chantier et la distance à la route. Un β positif signifie que la distance moyenne est plus élevée que l'état de référence et donc que le loup évite davantage la route.

État	Tanière		Rendez-vous		Nomade	
	β	P	β	P	β	P
Avant	État de référence					
Pendant inactif	0,1341	0,7403	-0,2692	< 0,0001	0,1231	0,3642
Pendant actif	0,1272	0,0544	0,0933	0,0592	-0,0826	0,6519
Après	0,2728	0,0717	-0,1748	0,2712	-0,1576	0,4897
Témoins (169 et 381)	-0,0407	0,6098	0,2024	0,1039	-0,2343	0,3802

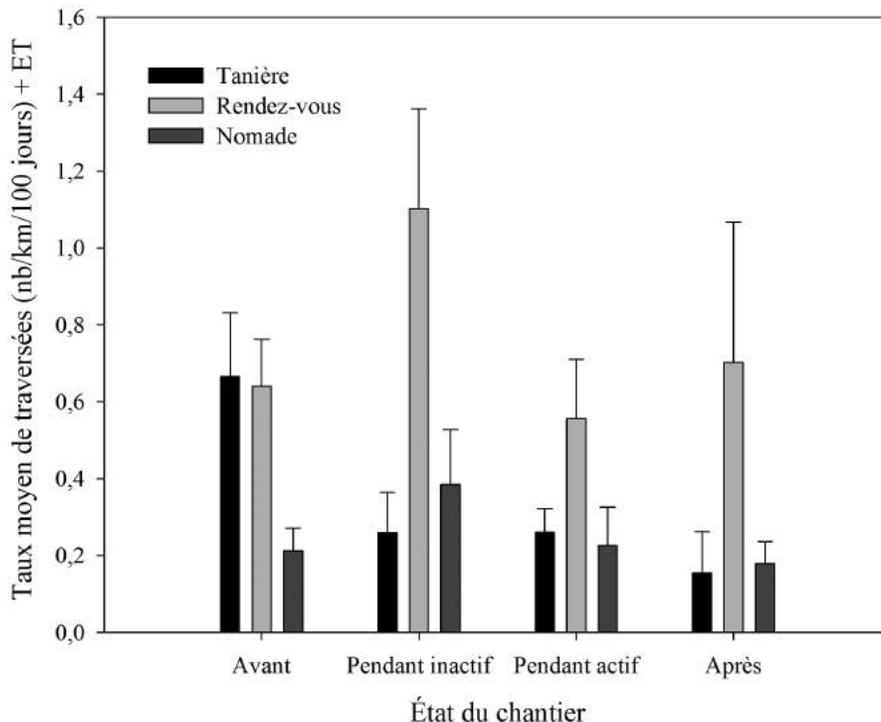


Figure 2. Taux moyen de traversées (nb/km/100 jours) + erreur type (ET) de la route 175 par le loup en fonction de l'état du chantier et de la période du cycle annuel du loup, dans la réserve faunique des Laurentides (Québec) entre 2005 et 2009.

la mise bas et l'élevage des juvéniles représentent des moments critiques chez plusieurs grands mammifères et se traduisent généralement par un évitement plus prononcé des activités humaines par les mères accompagnées de leurs jeunes (ours grizzli *Ursus arctos* [Suring et collab., 2006] ; caribou forestier [Dyer et collab., 2001]). Theuerkauf et collab. (2003) ont montré que les loups évitaient d'établir leur tanière dans des secteurs fortement perturbés, où la probabilité de rencontre avec l'homme était élevée. Les loups se sont davantage éloignés des chantiers au cours des premiers mois de vie des louveteaux par rapport au reste de l'année, témoignant vraisemblablement d'une plus grande prudence lorsque les jeunes étaient très vulnérables. L'absence de réponses négatives lorsqu'il n'y avait pas d'activité sur les chantiers (« pendant inactif ») vient appuyer les conclusions de Rogala et collab. (2011) quant à l'importance du niveau d'activité humaine sur l'évitement des routes par le loup. Toutefois, nos résultats vont plus loin en démontrant que les loups peuvent adopter des comportements diamétralement opposés le long d'une même route, en évitant les secteurs les plus perturbés et en sélectionnant les secteurs les plus tranquilles, indépendamment du type d'habitat ou du niveau de trafic.

Le taux de traversées de route plus élevé durant les périodes tanière (avant le début des travaux) et rendez-vous reflète bien le taux de déplacement plus élevé des individus adultes entre les sites de chasse et les louveteaux (Mech et Boitani, 2003). Toutefois, les loups ont tout de même

diminué leur taux de traversées avec l'augmentation de l'activité humaine suivant un patron similaire à celui observé pour les zones d'évitement, soit une diminution durant la période tanière dans les zones « pendant actif » et « après ».

Conclusion

Notre étude démontre que les routes ont une influence indéniable sur le comportement des loups. Lorsque la probabilité de rencontre avec l'homme est faible, les loups sélectionnent les secteurs ayant une densité élevée de structures linéaires, possiblement pour favoriser leurs déplacements et améliorer leur succès de chasse. Toutefois, l'intensité de l'activité humaine sur les routes, évaluée ici par l'état d'avancement des travaux et la présence d'activité sur les chantiers, s'est traduite par un évitement plus marqué de la route et par une diminution du taux de traversées. Le dérangement humain peut être perçu négativement par les espèces fauniques (Frid et Dill,

2002) et causer une augmentation de la vigilance (Duchesne et collab., 2000), entraînant un coût énergétique plus élevé. La présence d'activités humaines sur les routes pourrait donc annuler les bénéfices potentiels pour le loup qui se rattachent à l'utilisation de la route 175. Faute de données suffisantes, nous n'avons pas pu étudier l'impact des routes sur le taux de mortalité par collision routière, mais Jolicoeur (1999) a déterminé que ce taux s'élevait à 8% dans notre aire d'étude. Nous pouvons cependant émettre l'hypothèse que la présence d'activités humaines n'a pas influencé à la hausse ce taux de mortalité, puisque les loups étudiés ont diminué leur taux de traversées au fil des années. Globalement, notre étude confirme l'importance du dérangement anthropique associé aux routes sur le comportement animal, et ce, même pour une espèce considérée tolérante face aux perturbations humaines.

Remerciements

Nous tenons à remercier Alain Caron pour son aide dans les analyses statistiques et géomatiques. Nous remercions également les techniciens responsables de la pose des colliers : B. Baillargeon, L. Breton, A. Desrosiers, D. Grenier, R. Lemieux et M. Poulin. Ce projet a été financé par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, la Fondation de la faune du Québec, le World Wildlife Fund, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (octroyé à M.-H. St-Laurent) et l'Université du Québec à Rimouski (Fonds Institutionnel de Recherche). ◀

Références

- BÉDARD, Y., 2012. La réfection de l'axe routier 73/175: son histoire, son déroulement et ses enjeux sociaux et écologiques. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2): 3-7.
- BENITEZ-LOPEZ, A., R. ALKEMADE et P.A. VERWEIL, 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143: 1307-1316.
- CARR, L.W. et L. FAHRIG, 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, 15: 1071-1078.
- CONSEIL NATIONAL DE RECHERCHES DU CANADA (CNRC), 2010. Calculatrice des levers et couchers du soleil. Disponible en ligne à : <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/services/iha/levers-couchers.html>. [Visité le 10-02-08].
- 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., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, J. HUOT, L. BRETON et H. JOLICOEUR, 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography*, 28: 619-628.
- 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.
- EIGENBROD, F., S.J. HECNAR et L. FAHRIG, 2008. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation*, 141: 35-46.
- FRID, A. et L. DILL, 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. [En ligne] *Conservation Ecology*, 6 (1): art. 11
- GAGNON, J.W., T.C. THEIMER, N.L. DODD, S. BOE et R.E. SCHWEINSBURG, 2007. Traffic volume alters elk distribution and highway crossings in Arizona. *Journal of Wildlife Management*, 71: 2318-2323.
- HEBBLEWHITE, M. et E. MERRILL, 2008. Modelling wildlife-human relationships for social species with mixed-effects resource selection models. *Journal of Applied Ecology*, 45: 834-844.
- HOULE, M., D. FORTIN, C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology*, 25: 419-433.
- 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.
- JOLICOEUR, H., 1999. Le loup du massif du lac Jacques-Cartier. *Le Naturaliste canadien*, 123 (3): 33-40.
- 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.
- LOPEZ, R.R., M.E.P. VIEIRA, N.J. SILVY, P.A. FRANK, S.W. WHISENANT et D.A. JONES, 2003. Survival, mortality, and life expectancy of Florida key deer. *Journal of Wildlife Management*, 67: 34-45.
- MANLY, B.F.J., L.L. McDONALD, D.L. THOMAS, T.L. McDONALD et W.P. ERICKSON, 2002. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. 2^e édition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 221 p.
- MECH, L.D. et L. BOITANI, 2003. Wolves: behavior, ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, 448 p.
- MLADENOFF, D.J., T.A. SICKLEY, R.G. HAIGHT et A.P. WYDEVEN, 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the northern Great Lakes Region. *Conservation Biology*, 9: 279-294.
- MUHLY, T.B., C. SEMENIUK, A. MASSOLO, L. HICKMAN et M. MUSIANI, 2011. Human activity helps prey win the predator-prey space race. *Plos One*, 6: e17050. doi:10.1371/journal.pone.0017050
- 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. et L. BRETON, 1988. Use of a net gun for capturing white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, on Anticosti Island, Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 102: 697-700.
- 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.
- SAS INSTITUTE INC., 2002. SAS for Windows Version 9.2. Cary, 7886 p.
- 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 (2): 42-47.
- SURING, L.H., S.D. FARLEY, G.V. HILDERBRAND, M.I. GOLDSTEIN, S. HOWLIN et W.P. ERICKSON, 2006. Patterns of landscape use by female brown bears on the Kenai peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1580-1587.
- THEUERKAUF, J., S. ROUYS et W. JEDRZEJEWKI, 2003. Selection of den, rendezvous, and resting sites by wolves in the Bialowieza Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 163-167.
- THURBER, J.M., R.O. PETERSON, T.D. DRUMMER et S.A. THOMASMA, 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 22: 61-68.
- TROMBULAK, S.C. et C.A. FRISSELL, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.
- WHITTINGTON, J., C.C. ST. CLAIR et G. MERCER, 2004. Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. [En ligne] *Ecology and Society*, 9 (1): art. 4.
- 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.

Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



... une expertise scientifique
au bénéfice de la faune

Ressources naturelles
et Faune

Québec



Leçons tirées de l'étude des passages fauniques enjambant une autoroute dans le parc national de Banff

Anthony P. Clevenger

Résumé

Un programme de suivi à long terme permet d'évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation installées sur l'autoroute Transcanadienne qui traverse le parc national de Banff, en Alberta, Canada. Depuis 1996, les passages fauniques conçus pour la grande faune ont été traversés plus de 218 000 fois. Les cerfs ont effectué 62 % des traversées contre 19 % pour les wapitis et < 8 % pour les grands carnivores. À disponibilité égale, les ours grizzlis, les orignaux, les cerfs et les wapitis ont semblé préférer les passages supérieurs (par-dessus la route) aux passages inférieurs, alors que les cougars et les coyotes ont utilisé les 2 types de structure également. Nous avons estimé que le temps d'adaptation aux passages fauniques variait entre 3 ans (cougar, ours noir) et 9 ans (ours grizzli, loup gris). En moyenne, pour les 8 espèces étudiées, la période d'adaptation initiale était de 4,4 ans, alors que la période d'adaptation complète était de 5,9 ans. Au cours des 15 dernières années, nous avons contribué à la recherche environnementale ainsi qu'à la gestion et la planification des transports, afin de concevoir des routes mieux adaptées aux populations animales.

MOTS CLÉS : adaptation, autoroute Transcanadienne, parc national de Banff, passages fauniques, suivi à long terme

Introduction

Les impacts des routes sur l'environnement attirent l'attention de la communauté scientifique et des écologistes à travers le monde (Forman et collab., 2003 ; Davenport et Davenport, 2006). Au cours de la dernière décennie, les agences de transport et de gestion du territoire ont démontré un intérêt grandissant pour l'atténuation des effets négatifs des routes sur la faune (Brown, 2006), un changement significatif avec leurs pratiques passées. En plus de causer des mortalités directes, les routes ont comme effet de fragmenter les habitats fauniques, une préoccupation majeure des gestionnaires du territoire. Par exemple, une étude récente sur des populations de lynx roux (*Lynx rufus*) et de coyote (*Canis latrans*), dont l'aire de répartition était traversée par une route achalandée du sud de la Californie, a permis de démontrer que, même si certains individus parvenaient à traverser la route, ceux-ci ne contribuaient pas toujours au flux génique entre les sous-populations (Riley et collab., 2006). De plus, une revue de littérature récente n'a pu démontrer que les passages fauniques étaient des structures prévenant efficacement l'isolement génétique (Corlatti et collab., 2009). Toute tentative visant à réduire les effets des routes sur la faune (c'est-à-dire la réduction de la viabilité des populations, l'augmentation de la mortalité et la rupture du flux génique) doit se concentrer sur la réduction des collisions routières impliquant la faune, tout en assurant l'accessibilité à la nourriture, au couvert et aux partenaires sexuels sur l'ensemble du paysage et en tout temps au cours de l'année, sans quoi les populations animales ne pourront persister. Assurer l'intégrité écologique dans ces circonstances requiert des efforts de coopération entre les pratiquants de disciplines variées telles que le génie civil, la conception environnementale, la planification des transports et les sciences biologiques (Forman, 1998).

En 1978, le gouvernement fédéral canadien proposait d'élargir l'autoroute Transcanadienne (ATC) dans le parc national de Banff, la faisant passer de 2 à 4 voies (McGuire et Morrall, 2000). Des passages fauniques servant à atténuer les impacts de l'autoroute en expansion furent construits lors de chaque étape successive du projet d'élargissement. Le parc national de Banff possède maintenant un complexe de structures de mitigation autoroutière pour la faune unique au monde. On y trouve une grande variété de passages fauniques, en plus de données biologiques sur la distribution, les mouvements et l'écologie d'espèces appartenant à une riche communauté faunique. Qui plus est, les premières infrastructures furent mises en place il y a plus de 20 ans, de sorte que Banff est devenu un véritable précurseur dans le domaine (Evink, 2002 ; Hilty et collab., 2006).

Une vaste analyse portant sur la mortalité et les traversées de l'ATC par la faune à Banff a récemment été complétée (Clevenger et collab., 2009). Cet article est concentré sur les principaux résultats ayant des applications pratiques en gestion environnementale et en transports obtenus sur une période couvrant près de 15 ans de recherche. Les résultats

Anthony P. Clevenger est chercheur au Western Transportation Institute, Montana State University, Bozeman, Montana. Il a été responsable des études à long terme évaluant l'impact des routes sur la faune terrestre et l'efficacité des mesures d'atténuation conçues afin de réduire la fragmentation des habitats fauniques.

apclevenger@gmail.com

Mathieu Leblond, du Département de biologie, chimie et géographie de l'Université du Québec à Rimouski, a traduit cet article en français.

portent sur : 1) le suivi à long terme de l'utilisation des passages fauniques par les grands mammifères, 2) la comparaison de l'utilisation des passages inférieurs (sous la route) et supérieurs (par-dessus la route) et 3) l'adaptation aux passages fauniques par les animaux. Enfin, une dizaine de contributions clés tirées des recherches menées à Banff sont présentées.

Aire d'étude

Banff se situe approximativement à 120 km à l'ouest de Calgary, Alberta, Canada. L'ATC (figure 1) est la principale voie de transport terrestre traversant Banff, et couvre 76 km entre les frontières orientale et occidentale du parc. Le trafic sur l'ATC est relativement élevé pour la région, avec en moyenne 17 970 véhicules par jour (données de 2008), valeur qui augmente de 2,5 % chaque année (Highway Service Centre, Parcs Canada, Banff, Alberta, non publ.). À ce jour, l'ATC traversant Banff supporte le plus important volume de trafic de tous les parcs nationaux d'Amérique du Nord, et est reconnue comme étant un important facteur perturbateur de l'intégrité écologique de l'écosystème du parc (Banff Bow Valley Study, 1996). Une description écologique de l'aire d'étude est disponible dans Holroyd et Van Tighem (1983) et dans Holland et Coen (1983).

Dans les années 1970, des questions de sécurité ont poussé les gestionnaires à moderniser l'ATC à Banff et à élargir la route, de l'est vers l'ouest. La grande faune a été maintenue à l'écart de la route à l'aide de clôtures de 2,4 m de hauteur, érigées des 2 côtés de la route. Des passages fauniques ont été construits afin de permettre aux animaux de traverser. L'élargissement s'est déroulé en une série de phases, commençant avec la Phase I en 1979, jusqu'aux travaux actuels de la Phase IIIB. La première section de 27 km (Phases I et II) incluait 10 passages inférieurs et a été complétée en 1988 (figure 1). La section suivante de 18 km (Phase IIIA) a été complétée à la fin de 1997, avec 11 nouveaux passages inférieurs et 2 passages supérieurs. La section finale de 30 km (Phase IIIB) a été divisée en une première section de 10 km (Phase IIIB-1) incluant 8 passages fauniques, dont 2 passages supérieurs de 60 m de largeur devant être complétés en 2011, ainsi qu'en une deuxième et troisième sections (Phases IIIB-2 et IIIB-3) devant être terminées au plus tard en 2013. Au total, la Phase IIIB comportera 21 passages fauniques, dont 4 passages supérieurs de 60 m.

Suivi à long terme des passages fauniques

Matériel et méthodes

Tous les passages fauniques des Phases I, II et IIIA ont fait l'objet de suivis continus de la grande faune à partir de 1996, à l'aide de trappes à pistes étalées sur la largeur complète des passages fauniques (Clevenger et Waltho, 2000, 2005 ; Clevenger et collab., 2002a). La plupart des trappes à pistes des passages inférieurs avaient une largeur d'environ 2 m, alors que celles installées sur les passages supérieurs avaient une largeur de 4 m. Ces trappes étaient constituées d'un mélange de sable limoneux, de limon et d'argile de 1 à 4 cm d'épaisseur. Les trappes furent visitées tous les 2 à 4 jours, tout au long de l'année, et les pistes notées et effacées. À chaque visite, la qualité du sable pour l'impression des pistes fut évaluée comme étant bonne, passable, mauvaise ou nulle, cette dernière catégorie étant généralement causée par l'accumulation d'eau, de glace ou de neige sur la trappe. Pour chaque piste, l'espèce en cause, le nombre d'individus

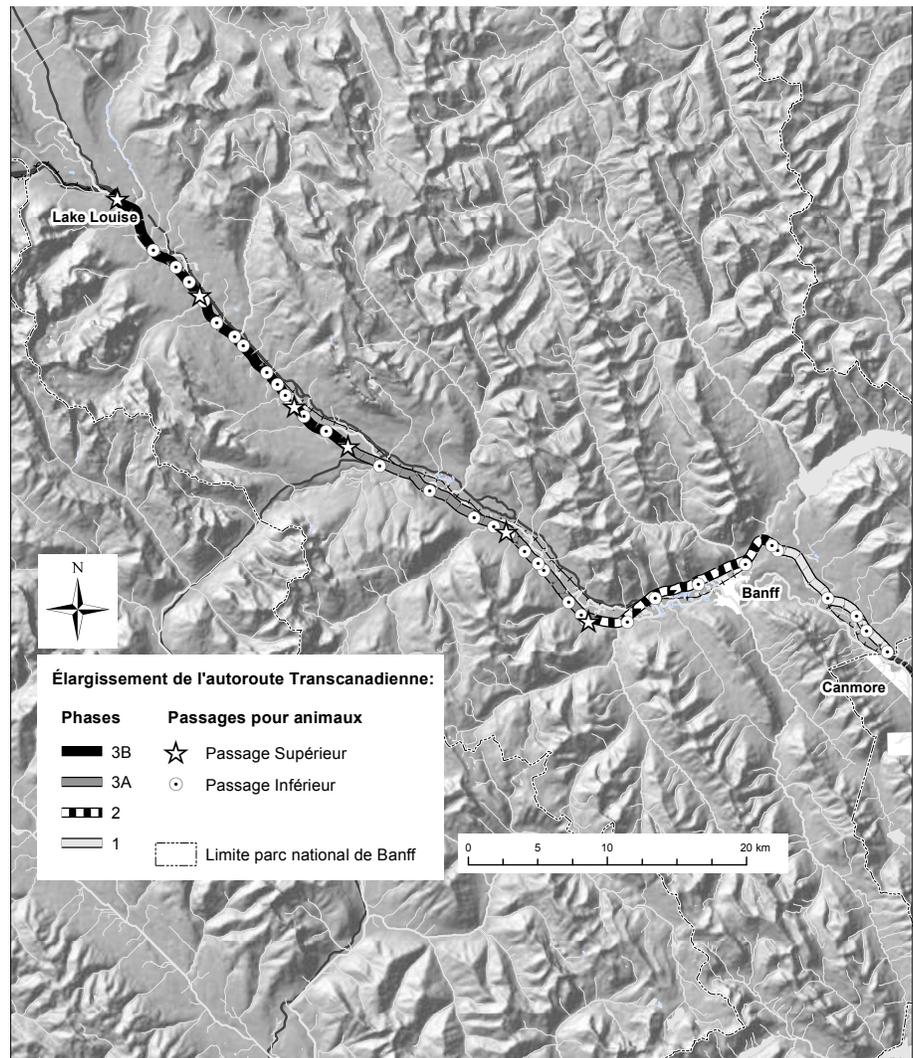


Figure 1. L'autoroute Transcanadienne à Banff, les différentes phases de mitigation et les étapes de la construction. Les passages fauniques des phases I, II et IIIA sont présentés.

impliqués et la direction du mouvement (à travers le passage faunique ou non) étaient notés. Les espèces recensées furent le loup gris (*Canis lupus*), le coyote (*C. latrans*), le cougar (*Puma concolor*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), l'ours noir (*Ursus americanus*), l'ours grizzli (*U. arctos*), le carcajou (*Gulo gulo*), le wapiti (*Cervus elaphus*), le mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*), l'orignal (*Alces alces*) et les cerfs du genre *Odocoileus*. Depuis 2005, des caméras munies de détecteurs de mouvement (Reconyx Inc., Holmen, WI, É.-U.) ont commencé à remplacer les trappes à pistes pour le suivi des animaux dans les passages fauniques. Ces caméras donnent des informations sur le moment, le comportement de l'animal et la température ambiante à chaque traversée. Il s'agit d'une méthode de suivi plus fiable, plus rentable et moins invasive que les trappes à pistes (Ford et collab., 2009).

Résultats et discussion

En 15 ans, 218 596 détections d'animaux (198 811) et d'humains (19 785) ont été enregistrées dans les passages fauniques des Phases I, II, IIIA et IIIB (tableau 1). Les cerfs ont composé 62 % des traversées, contre 19% pour les wapitis et < 8 % pour les grands carnivores (Clevenger et collab., 2009). Des carcajous ont été détectés pour la première fois dans les passages construits lors de la Phase IIIA. À partir de 1997, l'utilisation des passages fauniques par les ours grizzlis a constamment augmenté, pour atteindre un plateau en 2008 avec 180 traversées. La plupart des traversées d'ours grizzlis et de loups ont toujours été recensées dans les 2 passages supérieurs de la Phase IIIA, ainsi que dans le passage inférieur Healy. Les traversées de loups ont cependant augmenté significativement dans l'est du parc, avec plus de 1 200 détections dans le passage inférieur Duthil.

Comparaison de l'utilisation des passages fauniques inférieurs et supérieurs

Matériel et méthodes

Afin de comparer la préférence des grands mammifères pour les 2 différents types de passage (inférieurs et supérieurs), nous avons utilisé les passages supérieurs Redearth et Wolverine, qui se trouvent tous les 2 à moins de 300 m d'un passage inférieur. La comparaison de passages fauniques situés à quelques centaines de mètres les uns des autres nous a permis de contrôler partiellement les effets potentiellement

confondants liés à l'habitat et à la distribution des espèces. Nous avons regroupé les traversées des 2 passages supérieurs et les avons comparées aux données regroupées des 2 passages inférieurs situés à proximité, au cours des 12 dernières années. Nous avons aussi calculé le pourcentage annuel de traversées de chaque type de passage, à l'aide d'un facteur de sélection des passages fauniques, *S*, basé sur la formule suivante :

$$S_a = (\text{Supérieur} - \text{Inférieur}) / (\text{Supérieur} + \text{Inférieur})$$

où Supérieur et Inférieur réfèrent au nombre de traversées des animaux à l'an *a* dans les passages supérieurs et inférieurs, respectivement. Une valeur positive de *S* signifiait une préférence des animaux pour les passages supérieurs et une valeur négative, une préférence pour les passages inférieurs. Une valeur de 0 indiquait une utilisation similaire des 2 types de passage.

Résultats et discussion

Nous avons observé des préférences différentes pour les 2 types de passage selon l'espèce en cause (tableau 2). Les grizzlis, les orignaux, les cerfs et les wapitis étaient presque toujours observés dans des passages supérieurs et ont démontré les plus hauts taux d'utilisation des passages supérieurs parmi toutes les espèces étudiées. Les ours noirs ont montré un comportement plutôt changeant face aux 2 types de structure, avec des valeurs de *S* variant de -1 à 1 selon l'année. Les cougars et les coyotes utilisaient les 2 types de passage également, avec des valeurs de *S* près de 0, année après année. Toutefois, les cougars ont semblé préférer les passages supérieurs durant les premières années du suivi, alors que les coyotes ont montré une préférence marquée pour les passages supérieurs durant la dernière année de suivi (figure 2). Les loups ont davantage préféré les passages supérieurs, sauf en 2003 et avant 2001. Ce changement vers l'utilisation accrue des passages supérieurs par le loup avec les années pourrait refléter leur adaptation progressive aux passages fauniques disponibles (Clevenger et collab., 2009).

Adaptation aux passages fauniques

Matériel et méthodes

Nous avons utilisé les séries temporelles de données les plus longues possible (1997 à 2008 ; Phase IIIA) pour déterminer le temps d'adaptation aux passages fauniques

Tableau 1. Sommaire des données de traversées des passages fauniques pour chaque phase de construction des mesures d'atténuation de l'autoroute Transcanadienne, dans le parc national de Banff, de novembre 1996 à mars 2011.

Phase	Ours grizzli	Ours noir	Ours spp.	Loup	Cougar	Coyote	Orignal	Wapiti	Cerfs spp.	Mouflon	Carcajou	Lynx	Humain	Total
Phases I et II	351	1008	22	3 296	1 146	4 831	51	37 377	80 812	4 711	0	2	18 625	152 862
Phase IIIA	492	303	20	1 586	346	2 534	152	5 051	53 598	39	8	1	964	65 094
Phase IIIB	30	6	5	35	1	47	19	113	183	0	1	0	196	636
TOTAL	873	1 317	47	5 547	1 493	7 412	222	42 541	134 593	4 750	9	3	19 785	218 592

Tableau 2. Utilisation (nombre de traversées) de 2 passages supérieurs de l'autoroute Transcanadienne et de 2 passages inférieurs situés à proximité par 8 espèces de grands mammifères, Banff, 1997 à 2009.

Espèce	Supérieur	Inférieur
Grizzli	317	10
Ours noir	58	44
Loup gris	597	172
Cougar	41	66
Coyote	319	341
Orignal	84	1
Cerf	10 377	636
Wapiti	1388	418

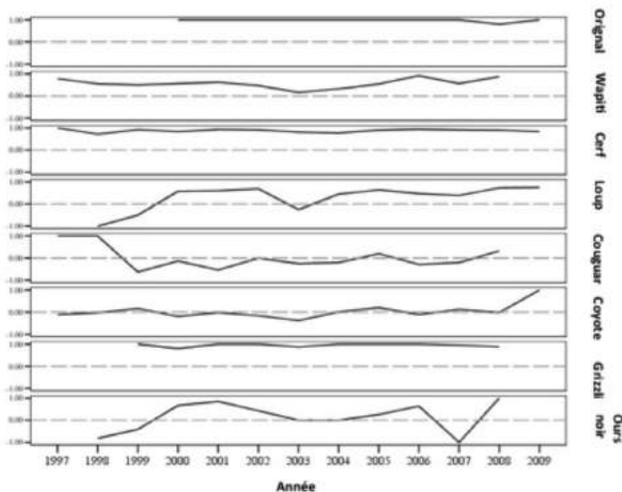


Figure 2. Utilisation de 2 passages supérieurs de l'autoroute Transcanadienne et de 2 passages inférieurs adjacents, par 8 espèces de grands mammifères à Banff, de 1997 à 2009. La valeur de +1,0 représente l'utilisation exclusive des passages supérieurs, la valeur de -1,0 représente l'utilisation exclusive des passages inférieurs et la valeur de 0 (ligne pointillée) représente l'absence de préférence pour l'un ou l'autre type de structure.

par les grands mammifères. Nous avons estimé les temps d'adaptation en analysant visuellement les graphiques de l'utilisation des passages fauniques au fil des ans par chacune des 8 espèces suivies (Clevenger et collab., 2009). À la suite de la construction d'un passage faunique, nous avons calculé le temps requis pour que l'utilisation de ce passage par chaque espèce atteigne un premier point d'inflexion (ou asymptote) qui était considéré comme la période d'adaptation initiale. Pour plusieurs espèces, un second point d'inflexion survenait quelques années après le premier, point qui pourrait mieux représenter la période d'adaptation complète.

Résultats et discussion

L'examen des graphiques individuels d'utilisation des passages fauniques a permis de déterminer une période d'adaptation initiale et, dans la plupart des cas, une période d'adaptation complète un peu plus longue (voir l'exemple du coyote à la figure 3). L'adaptation initiale moyenne prenait de 3 ans (cougar, ours noir) à 6 ans (ours grizzli, loup gris; moyenne globale = 4,4 ans; tableau 3). Une estimation plus libérale de la période d'adaptation considérant le second point d'inflexion correspondait plutôt à une période de 3 à 9 ans (moyenne = 5,9 ans). Ces résultats démontrent que le suivi à long terme des infrastructures de la Phase IIIB est essentiel pour s'assurer que l'autoroute ne nuise pas au maintien des populations de grands mammifères de Banff et que l'intégrité écologique du parc soit conservée (Banff Bow Valley Study, 1996; Parks Canada, 1997; Golder Associates, 2004). La durée moyenne des suivis de l'utilisation des passages fauniques par la faune réalisés dans 18 études différentes était de 17 mois (Clevenger et Huijser, 2011). Les quelques études qui ont effectué un suivi de plus de 2 ans ont démontré que les animaux avaient besoin d'une période d'adaptation aux passages fauniques et que l'apprentissage par ceux-ci était un préalable important à leur utilisation éventuelle (Gagnon et collab., 2011). Le suivi des infrastructures de la Phase IIIB sera particulièrement important compte tenu de la présence dans cette région d'espèces dont la conservation est préoccupante, soit le carcajou, le lynx roux et l'ours grizzli. Actuellement, presque aucune information n'existe concernant l'utilisation des passages fauniques par le lynx et le carcajou. Il serait souhaitable que le suivi de la Phase IIIB se poursuive pendant au moins 5 ans, préférablement davantage, afin que l'étude permette d'évaluer de façon fiable la performance des mesures d'atténuation déployées lors de l'élargissement de l'autoroute. D'ailleurs, l'augmentation annuelle de l'utilisation des passages

Tableau 3. Nombre d'années nécessaires pour l'adaptation aux passages fauniques de l'autoroute Transcanadienne pour 8 espèces de grands mammifères à Banff, 1997-2008.

Espèce	Période initiale (ans)	Seconde période (ans)
Cerf	4	6
Wapiti	4	6
Orignal	5	7
Cougar	3	3
Ours noir	3	3
Grizzli	6	9
Loup	6	9
Coyote	4	4
Moyenne (écart type)	4,4 (1,2)	5,9 (2,4)

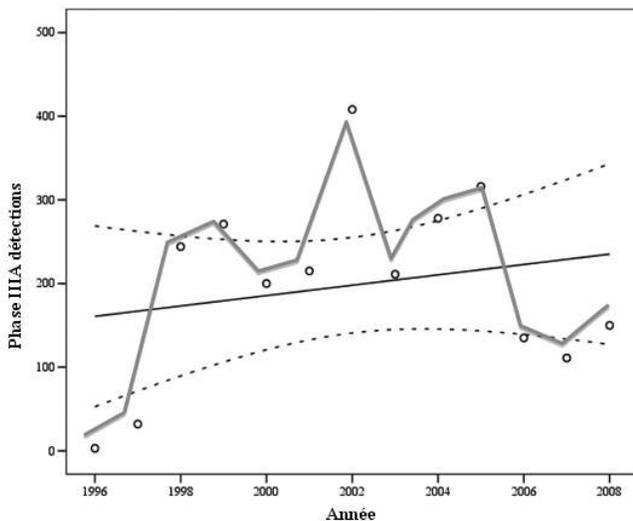


Figure 3. Utilisation annuelle des passages fauniques de la Phase IIIA de l'autoroute Transcanadienne par le coyote, dans le parc national de Banff. L'adaptation initiale aux passages fauniques a été estimée à 4 ans pour cette espèce.

fauniques de Banff par l'ours grizzli a souvent été mentionnée pour justifier l'importance des suivis à long terme (voir Clevenger et collab., 2009).

Les principales leçons tirées à Banff

Le long suivi des passages fauniques (15 ans) et la richesse de la grande faune de Banff ont fait en sorte qu'il est possible de dresser une liste de 10 découvertes et contributions clés provenant de la recherche effectuée à Banff, susceptibles d'aider les aménagistes du territoire ailleurs dans le monde.

1. Réduction du nombre de collisions

Les passages fauniques et les clôtures ont permis de réduire le nombre de collisions routières impliquant les grands mammifères de plus de 80 % et les espèces d'ongulés de 94 % (Clevenger et collab., 2001a). Ce résultat démontre que les mesures d'atténuation sont efficaces pour améliorer la sécurité routière et sont donc des investissements justifiés.

2. Placer les passages fauniques aux bons endroits

Lors de la planification de l'emplacement des passages fauniques, les zones à forte probabilité de collision sont souvent utilisées comme points de référence. Or, nos recherches démontrent que les endroits où les animaux traversent la route avec succès sont généralement différents des endroits où les animaux sont impliqués dans des collisions routières (Clevenger et collab., 2002a). Il est donc préférable d'avoir une connaissance préalable du comportement des animaux avant d'installer un passage faunique. Des modèles basés sur des données empiriques et simulant les mouvements des

animaux ont été validés et permettent d'identifier les meilleurs emplacements pour la construction des passages fauniques (Clevenger et Wierzchowski, 2006). Là où ces données sont disponibles, elles permettent l'établissement de modèles de mouvement adaptés aux différentes espèces, qui aident à identifier les caractéristiques et les endroits stratégiques le long de l'autoroute. Les modèles de mouvement basés sur l'opinion d'experts représentent aussi une méthode valide pour identifier l'emplacement des passages fauniques (Clevenger et collab., 2002b). Ainsi, lorsque les données empiriques manquent (ce qui est souvent le cas), des modèles d'habitat servant de substituts aux données de mouvement peuvent être développés en consultant des experts.

3. Les passages fauniques sont utilisés par la faune

Les passages fauniques ont été utilisés abondamment par la faune (Clevenger et collab., 2002a, 2009). Depuis leur mise en place, 11 espèces de grands mammifères ont été détectées dans les passages de Banff et 220 000 passages ont été dénombrés.

4. Des infrastructures adaptées aux espèces

Des préférences spécifiques existent quant à l'utilisation des différents types de passages fauniques (Clevenger et Waltho, 2000, 2005; Clevenger et collab., 2009). Les espèces animales démontrent des préférences pour certaines caractéristiques de l'habitat et aussi pour les différents types de passages fauniques. Toutefois, un simple décompte des traversées dans les passages fauniques par les espèces ne procure pas les informations rigoureuses et fiables qui sont nécessaires pour déterminer les éléments facilitant le passage des animaux. Les aménagistes doivent aussi prendre en compte le comportement des espèces.

5. Prévoir un temps d'adaptation aux infrastructures

Il existe une période d'adaptation aux passages fauniques, ce qui rend les suivis à long terme nécessaires (Clevenger et collab., 2009). Les animaux ont besoin de temps pour localiser les nouveaux passages, mais aussi pour ressentir un niveau de sécurité suffisant pour les incorporer dans leurs déplacements journaliers ou saisonniers. Cette période d'adaptation est beaucoup plus longue que la plupart des études de suivi réalisées à ce jour, même pour les espèces d'ongulés les plus communes (Clevenger et Huijser, 2011).

6. Des passages pour la faune, non pour les humains

L'utilisation des passages fauniques par l'homme dissuade la faune de les emprunter (Clevenger et Waltho, 2000). Ce résultat n'est pas surprenant, considérant les effets du dérangement anthropique sur la sélection d'habitats et sur

les mouvements des animaux (Gibeau et collab., 2002). De même, la qualité des corridors de conservation permettant la connectivité de l'habitat repose sur l'absence de dérangement anthropique, autant que possible (Hebblewhite et collab., 2005).

7. Ne pas se limiter à des évaluations superficielles

L'utilisation des passages fauniques par la faune ne suffit pas pour les considérer comme efficaces. Une fois en place, les passages fauniques doivent être suivis et évalués afin de déterminer leur valeur en termes de conservation et de performance sur le plan écologique. Des principes portant sur la planification et le suivi des mesures d'atténuation ont été développés à Banff : ceux-ci considèrent l'étendue des buts écologiques, des fenêtres temporelles et des changements de conditions à l'échelle du paysage (Clevenger, 2005).

8. Des infrastructures efficaces pour les ours grizzlis et noirs

Les passages fauniques sont bénéfiques pour les niveaux de population d'ours grizzlis et d'ours noirs de Banff (Sawaya, non publ.). Plus de 100 traversées annuelles chez ces 2 espèces suggèrent que ces mesures d'atténuation procurent des avantages démographiques et génétiques à ces populations. Pourtant, certains spécialistes croient que ces observations ne suffisent pas et que seule la réponse numérique des populations pourra démontrer formellement la valeur des passages fauniques pour la conservation. De plus, l'utilisation des passages fauniques ne garantit pas la connectivité génétique (Corlatti et collab., 2009).

9. Des caméras de surveillance

Le suivi des passages fauniques à l'aide de caméras est aussi efficace que le recensement des pistes (trappes à pistes) et procure un meilleur rapport coût-bénéfice à long terme (Ford et collab., 2009). Le suivi des pistes a été la méthode prédominante durant plusieurs années, mais le coût de plus en plus faible des caméras et leur entretien facile (les caméras peuvent être laissées sur les sites pendant des semaines, voire des mois) en font une méthode qui gagne en popularité. Les 2 méthodes ne permettent pas de détecter 100 % des animaux qui traversent les passages, mais le pairage des 2 méthodes sur plusieurs sites nous a permis de déterminer les avantages et désavantages des 2 techniques sur le long terme (Ford et collab., 2009).

10. Pas de risque accru pour les espèces proies

Les passages fauniques de Banff ne sont pas des pièges pour les proies des prédateurs de grande taille (Ford et Clevenger, 2010), une observation qui a aussi été faite ailleurs (Little et collab., 2002). Il s'agit d'une préoccupation souvent soulevée, mais à laquelle nos recherches ont nettement répondu, du moins en ce qui a trait aux loups et à leurs proies dans l'écosystème de Banff. ◀

Références

- BANFF BOW VALLEY STUDY, 1996. Banff–Bow Valley: at the crossroads. Summary report for the Banff–Bow Valley Task Force. Canadian Heritage, Ottawa, 245 p.
- BROWN, J.W., 2006. Eco-Logical: An ecosystem approach to developing infrastructure projects. Federal Highway Administration, Washington, 96 p.
- CLEVENGER, A.P., 2005. Conservation value of wildlife crossings: measures of performance and research directions. *GAI*A, 14: 124-129.
- CLEVENGER, A.P. et N. WALTHO, 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14: 47-56.
- CLEVENGER, A.P. et N. WALTHO, 2003. Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. *Proceedings of the 2003 ICOET Conference*, Lake Placid, p. 293-302.
- CLEVENGER, A.P. et N. WALTHO, 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121: 453-464.
- CLEVENGER, A.P. et J. WIERZCHOWSKI, 2006. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. Dans: CROOKS, K. et M. SANAYAN (édit.). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, New York, p. 502-535.
- CLEVENGER, A.P. et M.P. HUIJSER, 2011. *Wildlife crossing structure handbook, design and evaluation in North America*. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington, 211 p.
- CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ et K. GUNSON, 2001a. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 646-653.
- CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ et K. GUNSON, 2001b. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1340-1349.
- CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ, K. GUNSON et J. WIERZCHOWSKI, 2002a. Roads and wildlife in the Canadian Rocky Mountain Parks – Movements, mortality and mitigation. Final Report (October 2002). Report prepared for Parks Canada, Banff, 451 p.
- CLEVENGER, A.P., J. WIERZCHOWSKI, B. CHRUSZCZ et K. GUNSON, 2002b. GIS-generated expert based models for identifying wildlife habitat linkages and mitigation passage planning. *Conservation Biology*, 16: 503-514.
- CLEVENGER, A.P., A.T. FORD et M.A. SAWAYA, 2009. Banff wildlife crossings project: integrating science and education in restoring population connectivity across transportation corridors. Final report to Parks Canada Agency, Radium Hot Springs, 165 p.
- CORLATTI, L., K. HACKLANDER et F. FREY-ROOS, 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23: 548-556.
- DAVENPORT, J. et J.L. DAVENPORT (Édit.), 2006. *The ecology of transportation: managing mobility for the environment*. Springer, Londres, 389 p.
- EVINK, G., 2002. Interaction between roadways and wildlife ecology: a synthesis of highway practice. National Cooperative Highway Research Program Synthesis 305, Transportation Research Board, Washington, 78 p.
- FORD, A.T. et A.P. CLEVENGER, 2010. Validity of the prey trap hypothesis for carnivore-ungulate interactions at wildlife crossing structures. *Conservation Biology*, 24: 1679-1685.
- FORD, A.T., A.P. CLEVENGER et A. BENNETT, 2009. Comparison of non-invasive methods for monitoring wildlife crossing structures on highways. *Journal of Wildlife Management*, 73: 1213-1222.
- FORMAN, R.T.T., 1998. Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology*, 13: 3-5.
- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J. BISSONETTE, A.P. CLEVENGER, C. CUTSHALL, V. DALE, L. FAHRIG, R. FRANCE, C. GOLDMAN, K. HEANUE, J. JONES, F. SWANSON, T. TURRENTINE et T. WINTER, 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, 481 p.

- GAGNON, J.W., N.L. DODD, K.S. OGREN et R.E. SCHWEINSBURG, 2011. Factors associated with use of wildlife underpasses and importance of long-term monitoring. *Journal of Wildlife Management*, 75: 1477-1487.
- GIBEAU, M.L., A.P. CLEVENGER, S. HERRERO et J. WIERZCHOWSKI, 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River watershed, Alberta. *Biological Conservation*, 103: 227-236.
- GOLDER ASSOCIATES, 2004. Screening report for the Trans-Canada Highway twinning project Phase IIIB, Banff National Park. Report for Parks Canada, Banff National Park, 343 p.
- HEBBLEWHITE, M., C. WHITE, C. NIETVELT, J. MCKENZIE, T. HURD, J. FRYXELL, S. BAYLEY et P. PAQUET, 2005. Human activity mediates a trophic cascade caused by wolves. *Ecology*, 86: 2135-2144.
- HILTY, J., W. LIDICKER et A. MERENLENDER, 2006. Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, Washington, 323 p.
- HOLLAND, W.D. et G.M. COEN, 1983. Ecological land classification of Banff and Jasper national parks. Volume 1: Summary. Alberta Institute of Pedology, Edmonton, 193 p.
- HOLROYD, G.L. et K.J. VAN TICHEM, 1983. Ecological (biophysical) land classification of Banff and Jasper national parks. Volume 3. The wildlife inventory, Canadian Wildlife Service, Edmonton, 289 p.
- LITTLE, S.J., R.G. HARCOURT et A.P. CLEVENGER, 2002. Do wildlife passages act as prey-traps? *Biological Conservation*, 107: 135-145.
- MCGUIRE, T.M. et J.F. MORRALL, 2000. Strategic highway improvements to minimize environmental impacts within the Canadian Rocky Mountain national parks. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27: 523-32.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2005. Assessing and managing the ecological impacts of paved roads. The National Academies Press, Washington, 294 p.
- PARKS CANADA, 1997. Banff National Park management plan. Ministry of Canadian Heritage, Ottawa, 74 p.
- RILEY, S.P.D., J.P. POLLINGER, R.M. SAUVAJOT, E.C. YORK, C. BROMLEY, T.K. FULLER et R.K. WAYNE, 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, 15: 1733-1741.
- TRANSPORTATION RESEARCH BOARD, 2002. Environmental research needs in transportation. Conference Proceedings 28. National Academy Press, Washington, 122 p.

CIMA
Partenaire de génie

Une équipe à l'écoute de vos besoins vous accompagne dans la réalisation de vos projets en environnement!

Besoin de solutions adaptées?
Notre équipe multidisciplinaire peut vous aider!

- ▲ biologistes
- ▲ ingénieurs
- ▲ agronomes
- ▲ hydrogéologues
- ▲ géographes
- ▲ urbanistes

<p>Saint-Romuald Christian Gagnon 2030, boulevard de la Rive-Sud, bureau 201 Saint-Romuald (Québec) G6W 2S6 (418) 834-2273</p>	<p>Saint-Jérôme Pascal Dubé 300, rue de Longpré, bureau 200 Saint-Jérôme (Québec) J7Y 3B9 (450) 436-2174 poste 8222</p>	<p>Montréal Robert Hamelin 40, rue Notre-dame Ouest, bureau 900 Montréal (Québec) H3C 3K6 (514) 337-2462 poste 3018</p>	<p>Gatineau Jean Roberge 420 boulevard Maloney Est, bureau 201 Gatineau, (Québec) J8P 1E7 (819) 663-9294 poste 6319</p>
---	--	--	--

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

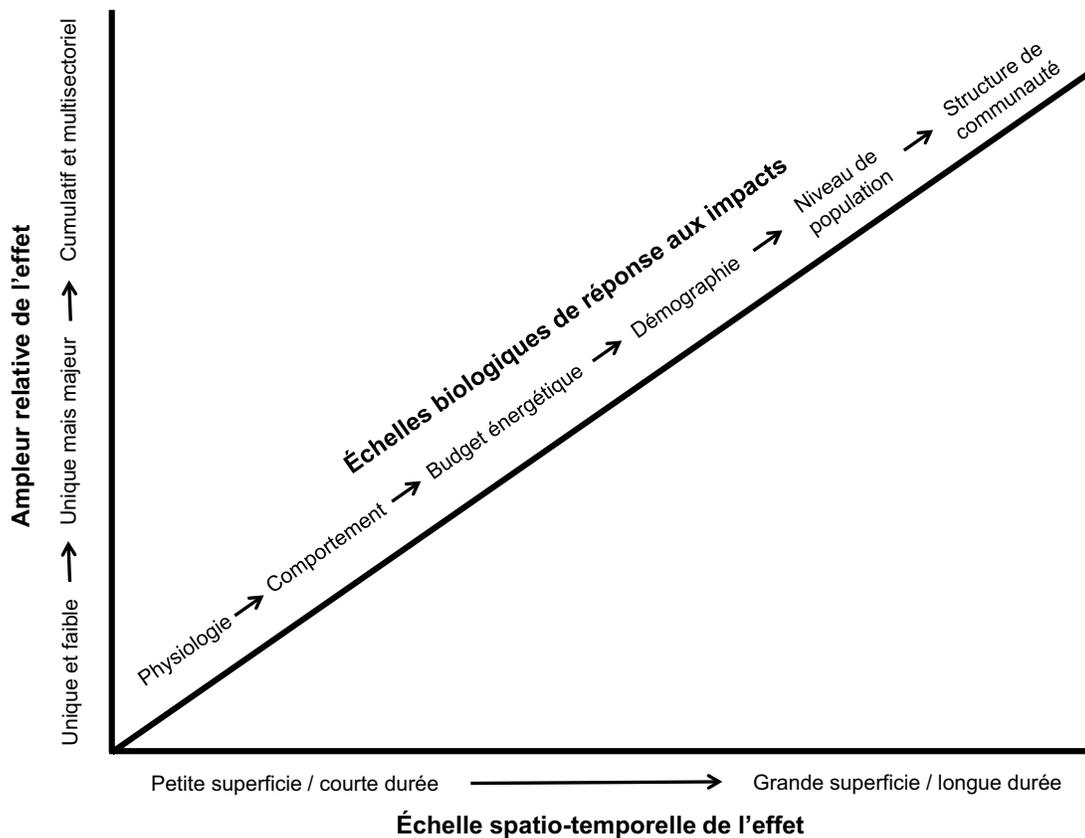


Figure 1. Représentation schématique du cadre conceptuel permettant de classifier et prédire les impacts des perturbations anthropiques sur la faune à plusieurs échelles spatiales, temporelles et biologiques. Adapté de Johnson et St-Laurent (2011).

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 (Nelmann 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.
CLEVINGER, 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. BISSONNETTE, A.P. CLEVINGER, 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.
HELSS, 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.
- NELLEMAN, 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.
- NELLEMAN, 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.
- NELLEMAN, 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.
- NELLEMAN, 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. NELLEMAN, 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management*, 65: 915-925.
- VISTNES, I.I., C. NELLEMAN, 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. NELLEMAN, 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.

Réactions comportementales de l'orignal à la présence d'un réseau routier dans un milieu forestier

Christian Dussault, Catherine Laurian et Jean-Pierre Ouellet

Résumé

Les accidents routiers impliquant l'orignal engendrent des dégâts matériels coûteux et peuvent causer des pertes de vies humaines. Nous avons étudié le comportement de l'orignal près des routes afin de développer des mesures d'atténuation pour réduire le nombre d'accidents routiers avec cette espèce. Nous avons muni plusieurs orignaux de colliers GPS entre 2003 et 2006 dans le nord de la réserve faunique des Laurentides, où se trouvent deux routes principales asphaltées et un réseau de chemins forestiers. Les axes routiers, même les chemins forestiers où le trafic était faible, furent généralement évités par les orignaux. Nos résultats suggèrent que la fréquentation par l'orignal des abords de routes pavées s'explique par la présence de sodium dans les mares d'eau stagnante. Cependant, la fréquentation des routes par l'orignal n'a pas augmenté en période d'abondance d'insectes piqueurs. Les abords des routes asphaltées ont généralement été visités au printemps et en été, périodes durant lesquelles les besoins en sodium de l'orignal sont les plus élevés. La présence de mares salines en bordure des routes augmente le risque de collision avec un orignal. L'élimination de ces mares pourrait donc améliorer sensiblement la sécurité routière, mais l'efficacité de cette approche à long terme n'est pas connue.

MOTS CLÉS: accident routier, *Alces alces*, sodium, sélection d'habitat, télémétrie GPS

Introduction

Les routes sont parmi les infrastructures humaines les plus perturbantes dans le milieu naturel. Elles influencent la faune terrestre de diverses façons, notamment en fragmentant l'habitat et en créant une zone de perturbation généralement évitée par les animaux (Forman et Alexander, 1998; Spellerberg, 1998). Elles sont à l'origine d'un nombre élevé de mortalités causées par les collisions avec des véhicules. Les collisions avec les cervidés constituent un problème méconnu du public, mais il est assez fréquent pour constituer un enjeu majeur de sécurité routière dans plusieurs régions (Forman et Alexander, 1998; de Bellefeuille et Poulin, 2003). Cette problématique s'accroît d'ailleurs avec l'augmentation de la densité des cervidés et le développement du réseau routier (Groot Bruinderink et Hazebroek, 1996; Romin et Bissonette, 1996).

Il survient plusieurs millions de collisions avec les cervidés chaque année dans le monde (Groot Bruinderink et Hazebroek, 1996; Romin et Bissonette, 1996). Au Québec, les accidents avec la grande faune ont impliqué annuellement environ 300 orignaux (*Alces alces*), 8 000 cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et 150 ours noirs (*Ursus americanus*) entre 2000 et 2010 (MRNF, non publ.). Les accidents impliquant les orignaux sont les plus dommageables, à cause de leur taille imposante (300-500 kg chez les adultes). Afin d'élaborer des mesures d'atténuation appropriées et efficaces (p. ex.: clôtures, panneaux de signalisation, etc.; figure 1), et afin de les placer aux meilleurs endroits, il est primordial d'identifier les facteurs environnementaux qui influencent les accidents (Finder et collab., 1999; Malo et collab., 2004).



AECOM

Figure 1. La clôture métallique de 2,4 m constitue une mesure d'atténuation efficace pour contrer les accidents routiers. Idéalement, l'aménagement doit être réalisé dans les secteurs les plus propices au passage des orignaux.

Christian Dussault est biologiste au Service de la faune terrestre et de l'avifaune du ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

christian.dussault@mrnf.gouv.qc.ca

Catherine Laurian est étudiante au doctorat à l'Université du Québec à Rimouski.

Jean-Pierre Ouellet est vice-recteur à la formation et à la recherche à l'Université du Québec à Rimouski où il était professeur de biologie au moment de la réalisation de l'étude.

Les corridors routiers exerceraient un effet à la fois attractif (Burson et collab., 2000; Yost et Wright, 2001) et répulsif pour les cervidés (Forman et Deblinger, 2000; James et Stuart-Smith, 2000; Dyer et collab., 2002). Les routes constituent une barrière aux déplacements des animaux et le corridor routier, de même que les habitats adjacents, sont la plupart du temps évités (Dyer et collab., 2002; Laurian et collab., 2008). Cependant, les cervidés pourraient être attirés par les emprises routières qui sont propices au développement de plantes herbacées et de jeunes feuillus, la principale source de nourriture de plusieurs espèces (Bédard et collab., 1978; Child, 1998; Finder et collab., 1999). La présence de sodium représente un autre facteur susceptible d'attirer les cervidés en bordure des routes (Grenier, 1974; Jolicoeur et Crête, 1994).

Dans les régions nordiques, le sel utilisé pour déglacer les routes en hiver se concentre dans les mares d'eau stagnante à la fonte des neiges. Le sel de déglacage a une teneur élevée en sodium, un élément rare dans l'environnement mais important pour les mammifères (figure 2; Belovsky et Jordan, 1981). Enfin, il a été suggéré qu'en été, les animaux pourraient fréquenter les routes pour échapper au harcèlement causé par les insectes piqueurs (Kelsall et Simpson, 1987), puisqu'il s'agit d'un milieu ouvert généralement venteux.

La réserve faunique des Laurentides (Québec) est un territoire où persiste une problématique d'accidents routiers avec l'orignal. Le ministère des Transports s'est associé au ministère des Ressources naturelles et de la Faune et à l'Université du Québec à Rimouski pour étudier ce phénomène. Nous avons suivi des orignaux par télémétrie GPS pendant 3 ans dans ce secteur. Nos objectifs étaient d'identifier les facteurs qui attirent les orignaux en bordure des routes et de déterminer si les orignaux traversent la route à des endroits particuliers.

Aire d'étude

L'étude s'est déroulée à une centaine de kilomètres au nord de la ville de Québec. L'aire d'étude (environ 1 800 km²), délimitée par la méthode du polygone convexe minimum autour de l'ensemble des orignaux suivis, est traversée par la route 175 en direction de Saguenay et la route 169 vers Alma. Le paysage est composé d'une forêt mélangée ou résineuse. Les précipitations de neige sont élevées et peuvent atteindre annuellement 500 cm selon les endroits. Les routes sont régulièrement déglacées en hiver afin d'assurer la sécurité des automobilistes (Jolicoeur et Crête, 1994). Environ 60 à 70 accidents routiers impliquant des orignaux y sont recensés chaque année (Dussault et collab., 2006).



Figure 2. Les orignaux fréquentent les mares salines en bordure des routes, surtout au printemps et à l'été. Les sites avec un bon couvert de végétation sont particulièrement fréquentés.

Méthodes

Suivi des orignaux

Nous avons suivi 30 orignaux adultes (> 2,5 ans) par année entre janvier 2003 et mars 2006 (figure 3). Au total, nous avons récolté des données toutes les 2 heures sur 47 individus différents (28 femelles et 19 mâles). Environ 65 % des orignaux ont été marqués à moins de 2 km de la route 175 ou 169. Chaque orignal a été suivi pendant une période variant de quelques mois à 3 ans. Chaque année, nous avons changé les batteries des colliers des individus vivants et posé les colliers des individus morts sur de nouveaux orignaux. Tous les colliers ont été récupérés entre janvier et avril 2006.

Fréquentation des mares salines, abondance des insectes piqueurs et présence de sodium dans la végétation

Pour évaluer l'attraction des mares salines sur les orignaux, nous avons comparé 84 localisations utilisées par des orignaux en bordure des routes pavées (< 50 m) avec 213 sites témoins déterminés aléatoirement dans la même zone, et nous avons noté la présence d'une mare saline à proximité (rayon d'environ 20-30 m).

Pour déterminer si l'orignal sélectionnait davantage les sites aux abords des routes (< 50 m) lors des périodes où les insectes piqueurs étaient les plus abondants, nous avons estimé sur des humains le harcèlement par les insectes piqueurs (tabanidés, mouches noires et moustiques) durant les étés 2004 et 2005, en utilisant les classes suivantes : aucun insecte, présence d'insectes mais sans inconvénient, léger harcèlement, harcèlement dérangeant et harcèlement insoutenable. Cette estimation a été réalisée tous les 2 à 4 jours dans 18 stations



Figure 3. Les orignaux ont été capturés à l'aide d'une fléchette contenant un produit immobilisant tirée à partir d'un hélicoptère. Nous avons muni chaque orignal d'un collier GPS.

Ministère des Transports du Québec

et nous avons calculé un taux de traversées par kilomètre d'axe routier disponible à l'intérieur du domaine vital. La fréquence réelle des traversées a été comparée à la fréquence attendue, estimée en déplaçant 100 fois aléatoirement les routes et les chemins forestiers présents dans chacun des domaines vitaux, formant 100 structures linéaires fictives de longueurs et de directions identiques aux axes routiers réels (Dyer et collab., 2002). Une analyse de variance a permis de comparer le nombre de traversées observées et le nombre de traversées attendues si les animaux s'étaient déplacés au hasard.

Pour vérifier si les orignaux sélectionnaient ou évitaient les secteurs en périphérie des routes pavées ou des chemins forestiers, nous avons calculé la distance entre

permanentes. Les données recueillies ont été réparties en 5 périodes de 2 semaines entre le 1^{er} juin et le 15 août.

Afin de déterminer la teneur en sodium de la végétation dans les emprises routières, nous avons prélevé des feuilles et des ramilles de trois essences très utilisées par l'orignal, soit le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes*) et les saules (*Salix* spp.). Ces prélèvements ont été effectués les 29 juin, 1^{er} août et 7 septembre 2005, dans 15 sites en bordure (< 10 m) de routes déglaçées en hiver et dans 15 sites en bordure de chemins forestiers où il n'y a aucun épandage de sel. Une analyse en laboratoire a permis de doser le sodium dans ces échantillons. Nous avons estimé le taux d'utilisation de la végétation, soit les arbustes feuillus et le sapin baumier (*Abies balsamea*), par les orignaux en notant la proportion de ramilles broutées dans un rayon de 10 m aux alentours de parcelles situées en milieu forestier, en bordure d'une route pavée (< 50 m), ou en bordure d'un chemin forestier (< 50 m).

Traitement des données

Nous avons d'abord calculé le domaine vital annuel de chaque individu avec la technique du polygone convexe minimum. Le comportement des orignaux a été analysé en reportant les localisations GPS des animaux sur des cartes numériques représentant les peuplements forestiers, le réseau routier (incluant les chemins forestiers carrossables) et l'hydrographie, dans un système d'information géographique (ArcGis 9.0, Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, Californie). Nous avons comptabilisé le nombre d'intersections entre les trajectoires de chaque animal et chaque type d'axe routier (routes pavées et chemins forestiers gravelés),

chaque localisation et l'axe routier le plus proche à l'aide du logiciel ArcGIS 9.0. Pour chaque individu, nous avons généré un nombre de localisations aléatoires équivalant au nombre de localisations observées à l'intérieur de son domaine vital, et avons calculé la distance minimale entre ces localisations et le plus proche axe routier. Ces distances ont été reclassées selon les groupes suivants: 0 à 100 m, 100 à 250 m, 250 à 750 m, 750 à 1 500 m et > 1 500 m. Afin d'évaluer la sélection d'habitat de l'orignal, nous avons utilisé une fonction de sélection des ressources qui permet de comparer les attributs de l'habitat aux localisations utilisées et aux localisations aléatoires (Manly et collab., 2002). Cette analyse a été réalisée pour 4 périodes annuelles: le printemps (1^{er} mai au 15 juin), l'été (16 juin au 31 août), l'automne (1^{er} septembre au 31 octobre) et l'hiver (1^{er} novembre au 30 avril). Pour chacune des localisations observées et aléatoires, nous avons déterminé le type d'habitat et l'altitude, en plus de la distance minimale à la route la plus proche. Cependant, les résultats qui ne concernent pas les axes routiers ne sont pas présentés ici.

Résultats

Traversées des routes

Sur les 47 orignaux suivis, 19 n'ont jamais traversé une route pavée et 11 n'ont jamais traversé de chemin forestier. Nous avons dénombré seulement 328 traversées de routes et 1 172 traversées de chemins forestiers parmi les 196 710 déplacements enregistrés. Ainsi, nous avons observé 16 fois et 10 fois moins de traversées de routes et de chemins que si les orignaux s'étaient déplacés aléatoirement (route: $1,9 \pm 0,4$ traversées observées par km vs 30,5 attendues; chemins forestiers: $1,9 \pm 0,2$ traversées par km vs 18,3 attendues;

$P < 0,001$; Laurian et collab., 2008). Le plus grand nombre de traversées de routes pavées est survenu en mai, suivi des mois de juin et juillet. Les orignaux ont surtout traversé les routes durant la nuit.

Fréquentation des axes routiers et de leurs abords

C'est la zone située à moins de 100 m des chemins forestiers qui a été la plus évitée par les orignaux (tableau 1 ; pour plus de détails, voir Laurian et collab., sous presse). Durant l'été et, dans une moindre mesure au printemps, l'évitement des routes par l'orignal était moins prononcé, alors qu'en hiver, l'évitement était plus évident. Les mâles ont évité les chemins forestiers sur une distance allant jusqu'à 750 m en été (tableau 1). Bien que la zone située à < 100 m des routes asphaltées ait été évitée en moyenne, quelques orignaux l'ont fortement sélectionnée.

Fréquentation des mares salines, abondance des insectes piqueurs et présence de sodium dans la végétation

Nous avons recensé 1 mare saline à moins de 20 m des localisations d'orignaux en bordure des routes dans 60,0 % des cas, soit beaucoup plus souvent que pour les sites témoins (15,5 %). Bien que la période où les insectes piqueurs étaient les plus abondants fût le mois de juillet, les orignaux n'ont pas davantage fréquenté les routes durant cette période (Laurian et collab., 2008). La concentration moyenne (\pm SE) de sodium dans les feuilles au bord des routes était de $148,0 \pm 12,9$ ppm pour le bouleau à papier, $170,3 \pm 25,4$ ppm pour le peuplier faux-tremble et $281,3 \pm 64,4$ ppm pour les saules, ce qui était 1,6 à 2,4 fois plus élevé qu'en bordure des chemins forestiers (Laurian et collab., 2008). La proportion de ramilles broûtées était généralement faible ou nulle, aussi bien pour les feuillus que pour le sapin baumier, et les taux de broitement entre les

milieux proches des routes asphaltées, des chemins forestiers ou en forêt étaient similaires (Laurian et collab., 2008).

Discussion

Nos résultats indiquent que les orignaux évitent les routes, même les chemins forestiers en gravier qui sont pourtant moins larges et où le trafic est moins élevé. De façon surprenante, la réaction de l'orignal était aussi prononcée envers les chemins forestiers qu'envers les routes pavées. La zone située à moins de 100 m des chemins forestiers a été évitée par tous les orignaux durant toutes les périodes de l'année. Il convient tout de même de souligner que notre étude portait sur des orignaux adultes et que les jeunes orignaux pourraient être plus téméraires et réagir moins fortement à la présence d'une route.

Les orignaux ont très rarement traversé les axes routiers, puisque les 47 animaux suivis lors de cette étude ont traversé une route et un chemin forestier lors de 0,17 % et 0,59 % de leurs déplacements, respectivement. À notre connaissance, il s'agit de la première démonstration de l'évitement des routes, même celles avec un trafic faible, par l'orignal. Au contraire, la littérature rapporte que l'orignal pourrait fréquenter les corridors routiers et leurs abords pour s'alimenter ou s'abriter (Thompson et Stewart, 1998 ; Berger, 2007), consommer des éléments minéraux (Grenier, 1974 ; Jolicoeur et Crête, 1994), éviter les insectes en été (Kelsall et Simpson, 1987) et les chasseurs à l'automne (Pils et Martin, 1979) ou encore pour se déplacer, notamment lorsque la neige entrave ses déplacements (Child et collab., 1991 ; Del Frate et Spraker, 1991).

Les axes routiers représentent un environnement à risque élevé de collisions (Forman et Alexander, 1998), ce qui pourrait expliquer en partie leur évitement. Toutefois, il semble que l'environnement en périphérie des routes soit perçu par les animaux comme un habitat de mauvaise qualité et même risqué. En effet, les orignaux s'y déplacent plus rapidement (Dussault et collab., 2007) et ils y adoptent plus souvent des

Tableau 1. Réactions de l'orignal par rapport aux routes asphaltées et aux chemins forestiers dans la réserve faunique des Laurentides, de 2003 à 2006, par sexe et période annuelle. Un signe négatif (-) et une trame grise indiquent un évitement de la zone située à une certaine distance de la chaussée, alors qu'un signe positif (+) et un signe d'égalité (=) signifient respectivement une sélection et une utilisation proportionnelle à la disponibilité.

Période	Routes asphaltées					Chemins forestiers			
	0-100 m	100-250 m	250-750 m	750-1500 m		0-100 m	100-250 m	250-750 m	750-1500 m
Mâles									
Printemps	-	-	=	+		-	-	=	=
Été	=	=	=	=		-	-	-	=
Automne	-	-	=	=		-	=	=	=
Hiver	-	-	-	=		-	-	=	=
Femelles									
Printemps	-	=	+	=		-	=	=	=
Été	-	=	=	+		-	=	=	=
Automne	=	-	=	=		-	-	=	=
Hiver	-	-	=	=		-	-	=	=



Ministère des Transports du Québec

Figure 4. Le drainage et l'empierrement des mares salines sont des mesures d'atténuation des accidents routiers avec l'orignal.

comportements de vigilance (Singer, 1978; Yost et Wright, 2001). L'évitement des axes routiers a aussi été démontré pour d'autres cervidés comme le caribou (*Rangifer tarandus*) (Dyer et collab., 2002; James et Stuart-Smith, 2000; Leblond et collab., 2011), mais aussi pour d'autres espèces comme les souris (*Peromyscus leucopus*; Merriam et collab., 1989) et les hérissons (*Erinaceus europaeus*; Rondinini et collab., 2002).

Bien qu'il ait déjà été suggéré que les routes pouvaient servir de refuge contre le harcèlement par les insectes piqueurs (Kelsall et Simpson, 1987), nous n'avons pas observé d'attraction particulière de la part de l'orignal envers les axes routiers et leurs abords lors des pics d'abondance des insectes. Les axes routiers et leurs abords immédiats ont été évités à tout moment. Cependant, certains orignaux ont tout de même visité la zone < 50 m à plusieurs reprises. Cette utilisation occasionnelle de secteurs proches des routes et l'évitement des zones adjacentes jusqu'à 750 m suggèrent la recherche d'un élément particulier par les orignaux : le sodium. Le sodium est un élément indispensable à plusieurs fonctions physiologiques chez les mammifères (Church et collab., 1971; Robbins, 1993), mais il est rare dans les écosystèmes nordiques (Jordan et collab., 1973). Dès le début du printemps, les orignaux ont besoin de grandes quantités de sodium afin de satisfaire leurs besoins métaboliques (Jordan et collab., 1973; Belovsky et Jordan, 1981; Fraser et collab., 1982). Le sodium se trouve à des concentrations beaucoup plus élevées dans les mares salines (Grenier, 1974, 1980; Fraser et Thomas, 1982; Leblond et collab., 2007) que dans les mares d'eau éloignées des routes (Jolicoeur et Crête, 1994) ou dans les plantes aquatiques (MacCracken et collab., 1993). Les mares salines attireraient l'orignal au même titre que les sources minérales naturelles (Fraser et collab., 1982; Couturier et Barrette,

1988). De plus, nous avons mesuré une concentration en sodium plus élevée dans les végétaux aux abords des routes. Certains orignaux pourraient donc satisfaire leurs besoins en sodium non seulement en buvant l'eau des mares salines, mais aussi en consommant des végétaux à proximité de la route.

La présence de mares salines en bordure des routes accentue les risques de collision avec les orignaux (Grenier, 1974; Fraser et collab., 1982; Jolicoeur et Crête, 1994). En effet, c'est entre la mi-juin et la mi-juillet que les collisions avec l'orignal sont les plus fréquentes (Grenier, 1974; Dussault et collab., 2006), période qui correspond au pic d'utilisation du sodium par les orignaux (Joyal et Scherrer, 1978; Fraser et Hristienko, 1981; Fraser et collab.,

1982). L'élimination des mares salines par l'amélioration du drainage et l'empierrement (figure 4) serait une solution intéressante pour réduire les risques de collision (Leblond et collab., 2007), bien que l'efficacité à long terme d'une telle stratégie ne soit pas connue. L'élimination de la végétation en bordure des routes serait aussi une méthode intéressante pour réduire les risques de collision, puisque les mares salines situées en milieu ouvert sont moins fréquentées par l'orignal (Leblond et collab., 2007).

Notre étude a permis de mettre en évidence certains effets importants des routes sur le comportement de l'orignal. Même si nous n'avons pas insisté sur ces résultats dans le présent article, l'étude de la sélection d'habitats par l'orignal a démontré que les peuplements offrant une quantité élevée de nourriture étaient fortement sélectionnés par les mâles et les femelles durant toute l'année. Les orignaux ont aussi démontré une prédilection pour les sites situés en altitude la plupart du temps (Laurian et collab., sous presse). Cependant, nos résultats indiquent qu'il est nécessaire de considérer les réseaux routiers pour bien comprendre la répartition spatiale de l'orignal dans un secteur.

Remerciements

Nous remercions les responsables des captures d'orignaux, L. Breton, G. Carl, P. Dubois, J. Fortin et M. Poulin, ainsi que les assistants pour les travaux de terrain, A. Hébert, M. Lavoie, M.-F. Gévy et M. Leblond. A. Caron a également fourni une aide fort appréciée pour les analyses spatiales et statistiques. Nous remercions les organismes subventionnaires : le ministère des Transports du Québec, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec et l'Université du Québec à Rimouski. De plus, C. Laurian a reçu des bourses

d'études du Conseil de recherches en sciences naturelles et génie du Canada, du Fonds québécois de recherche sur la nature et les technologies, et du Centre d'études nordiques. ◀

Références

- BÉDARD, J., M. CRÊTE et E. AUDY, 1978. Short-term influence of moose upon woody plants of an early seral wintering site in Gaspé peninsula, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 8: 407-415.
- BELOVSKY, G.E. et P.A. JORDAN, 1981. Sodium dynamics and adaptations of a moose population. *Journal of Mammalogy*, 62: 613-621.
- BERGER, J., 2007. Fear, human shields and the redistribution of prey and predators in protected areas. *Biology Letters*, 3: 620-623.
- BURSON, S.L., J.L. BELANT, K.A. FORTIER et W.C. TOMKIEWICZ, 2000. The effect of vehicle traffic on wildlife in Denali National Park. *Arctic*, 53: 146-151.
- CHILD, K.N., 1998. Incidental mortality. Dans: FRANZMANN, A.W. et C.C. SCHWARTZ (éd.). *Ecology and management of the North American moose*. Smithsonian Institution Press, Washington, p. 275-301.
- CHILD, K.N., S.P. BARRY et D.A. AITKEN, 1991. Moose mortality on highways and railways in British Columbia. *Alces*, 27: 41-49.
- CHURCH, D.C., G.E. SMITH, J.P. FONTENOT et A.T. RALSTON, 1971. Digestive physiology and nutrition of ruminants. Volume 2. Oregon State University Bookstores, Corvallis, 452 p.
- COUTURIER, S. et C. BARRETTE, 1988. The behavior of moose at natural mineral springs in Québec. *Canadian Journal of Zoology*, 66: 522-528.
- DE BELLEFEUILLE, S. et M. POULIN, 2003. Mesures de mitigation visant à réduire le nombre de collisions routières avec les cervidés. Ministère des Transports, Québec, 117 p.
- DEL FRATE, G.G. et T.H. SPRAKER, 1991. Moose-vehicle interactions and an associated public awareness program on the Kenai Peninsula, Alaska. *Alces*, 27: 1-7.
- DUSSAULT, C., M. POULIN, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Wildlife Biology*, 12: 415-425.
- DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, C. LAURIAN, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2007. Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of Wildlife Management*, 71: 2338-2345.
- 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 north-eastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 80: 839-845.
- FINDER, R.A., J.L. ROSEBERRY et A. WOOLF, 1999. Site and landscape conditions at white-tailed deer vehicle collision locations in Illinois. *Landscape and Urban Planning*, 44: 77-85.
- 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. et R.D. DEBLINGER, 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, 14: 36-46.
- FRASER, D. et H. HRISTENKO, 1981. Activity of moose and white-tailed deer at mineral springs. *Canadian Journal of Zoology*, 59: 1991-2000.
- FRASER, D. et E.R. THOMAS, 1982. Moose-vehicle accidents in Ontario: relation to highway salt. *Wildlife Society Bulletin*, 10: 261-265.
- FRASER, D., B.K. THOMPSON et D. ARTHUR, 1982. Aquatic feeding by moose: seasonal variation in relation to plant chemical composition and use of mineral licks. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 3121-3126.
- GRENIER, P.A., 1974. Orignaux tués sur la route dans le parc des Laurentides, Québec, de 1962 à 1972. *Le Naturaliste Canadien*, 101: 737-754.
- GRENIER, P.A., 1980. Contribution à l'étude de moyens préventifs pour réduire le nombre d'accidents routiers impliquant des orignaux. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 29 p.
- GROOT BRUINDERINK, G.W.T.A. et E. HAZEBROEK, 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10: 1059-1067.
- 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.
- JOLICOEUR, H. et M. CRÊTE, 1994. Failure to reduce moose-vehicle accidents after a partial drainage of roadside salt pools in Québec. *Alces*, 30: 81-89.
- JORDAN, P.A., D.B. BOTKIN, A.S. DOMINSKI, H.S. LOWENDORF et G.E. BELOVSKY, 1973. Sodium as a critical nutrient for the moose of Isle Royale. *Proceedings of the North American Moose Conference Workshop*, 9: 13-42.
- JOYAL, R. et B. SCHERRER, 1978. Summer movements and feeding by moose in Western Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 92: 252-258.
- KELSALL, J.P. et K. SIMPSON, 1987. The impacts of highways on ungulates: A review and selected bibliography. Prepared for Ministry of Environment and Parks, Kamloops, 105 p.
- LAURIAN, C., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, M. POULIN et L. BRETON, 2008. Behavior of moose relative to a road network. *Journal of Wildlife Management*, 72: 1550-1557.
- LAURIAN, C., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et M. POULIN, sous presse. Interactions between a large herbivore and a road network. *Ecoscience*.
- 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. *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.
- MACCRACKEN, J.G., V. VAN BALLEMBERGHE et J.M. PEEK, 1993. Use of aquatic plants by moose: sodium hunger or foraging efficiency? *Canadian Journal of Zoology*, 71: 2345-2351.
- MALO, J.E., F. SUÁREZ et A. DIEZ, 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41: 701-710.
- MANLY, B.F., L. McDONALD, D.L. THOMAS, T.L. McDONALD et W.P. ERICKSON, 2002. *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. 2^e édition. Kluwer Academic Publishers, Norwell, 221 p.
- MERRIAM, G., M. KOZAKIEWICZ, E. TSUCHIYA et K. HAWLEY, 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology*, 2: 227-235.
- PILS, C.M. et M.A. MARTIN, 1979. The cost and chronology of Wisconsin deer-vehicle collisions. Wisconsin Department of Natural Resources, Report 103, Madison, 5 p.
- ROBBINS, C.T., 1993. *Wildlife feeding and nutrition*. 2^e édition. Academic Press, San Diego, 352 p.
- ROMIN, L.A. et J.A. BISSONNETTE, 1996. Deer-vehicle collisions: stains of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 276-283.
- RONDININI, C. et C.P. DONCASTER, 2002. Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, 16: 504-509.
- SINGER, F.J., 1978. Behavior of mountain goats in relation to U.S. highway 2, Glacier National Park, Montana. *Journal of Wildlife Management*, 42: 591-597.
- SPELLERBERG, I.F., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 317-333.
- THOMPSON, I.D. et R.W. STEWART, 1998. Management of moose habitat. Dans: FRANZMANN, A.W. et C.C. SCHWARTZ (éd.). *Ecology and management of the North American moose*. Smithsonian Institution Press, Washington, p. 377-401.
- YOST, A.C. et R.G. WRIGHT, 2001. Moose, caribou, and grizzly bear distribution in relation to road traffic in Denali National Park, Alaska. *Arctic*, 54: 41-48.

Réponses comportementales de cerfs de Virginie à la suite de la construction d'une autoroute traversant leur aire d'hivernage au Québec

Maxime Lavoie, Sylvie Desjardins, Benoit Langevin, Serge Couturier, Jacques Bélanger, François Hudon, Claude Daigle, Sylvain St-Onge et Jacques Fortin

Résumé

Des clôtures hautes de 2,4 m, 5 passages inférieurs pour la faune et 30 sautoirs ont été aménagés sur 6,5 km d'un nouveau tronçon d'autoroute traversant l'aire d'hivernage de cerfs de Virginie de la rivière Calway, en Beauce. Un suivi de 7 ans, commencé environ 1 an avant le début des premiers travaux, a porté sur les effets de cette route sur l'utilisation de l'habitat hivernal par les cerfs et sur l'efficacité des mesures d'atténuation. Ces mesures se sont avérées efficaces pour limiter le nombre de collisions impliquant le cerf et elles devraient être intégrées aux futurs projets routiers. Les passages fauniques ont tous été utilisés par les cerfs soit durant la période d'hivernage (1), soit durant les migrations (4). De façon générale, les cerfs sont restés fidèles à leur habitat hivernal, mais les individus qui occupaient l'emprise avant son déboisement ont modifié l'emplacement et la superficie de leur domaine vital. La superficie et le recouvrement interannuel du ravage n'ont pas changé significativement pendant notre étude, ni non plus la proportion des cerfs résidents et migrants. Pour ces derniers, la présence de la nouvelle route n'a pas semblé affecter le lieu de migration estivale. Aucun cerf suivi n'a été victime de collision routière. La principale cause de mortalité des cerfs pendant notre étude a été la chasse sportive.

MOTS CLÉS : aire d'hivernage, clôture à cervidés, mesure d'atténuation, passage faunique, route

Introduction

La construction d'une route peut entraîner divers impacts négatifs sur la faune ou ses habitats, notamment la perte directe et la fragmentation des habitats disponibles (Mansergh et Scotts, 1989), la création d'une barrière ou d'un filtre aux déplacements (Vos et Chardon, 1998), sans compter les mortalités par les collisions (Clevenger et Waltho, 2000; Cain et collab., 2003). Les ongulés, dont le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), sont fréquemment impliqués dans des accidents routiers qui engendrent des dommages matériels sérieux et des blessures ou même des décès chez les usagers de la route. Le risque de collisions avec des cerfs est particulièrement élevé pendant l'hiver si une route traverse leur aire d'hivernage (ravage). Parmi les méthodes utilisées pour réduire les risques d'accidents impliquant les ongulés, l'installation de clôtures adéquates couplée avec l'aménagement de passages fauniques est l'une des plus efficaces (Feldhammer et collab., 1986; Clevenger et collab., 2001). Ces mesures ont été intégrées au projet de prolongement autoroutier dans les limites du ravage de cerfs de Virginie de la rivière Calway, entre Saint-Joseph-de-Beauce et Beauceville, Québec, Canada. Un suivi des impacts du projet routier et de l'efficacité des mesures d'atténuation a été réalisé entre 2002 et 2009, conjointement par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune et le ministère des Transports du Québec (Lavoie et collab., 2011). Les objectifs de l'étude étaient de: 1) vérifier si la présence de l'autoroute et des clôtures changeait les patrons d'utilisation du ravage par le cerf, 2) déterminer si la présence de l'autoroute et des clôtures modifiait le patron de migration vers les habitats d'été et 3) déterminer si les passages fauniques étaient utilisés par les cerfs.

Aire d'étude et projet routier

Le ravage Calway a été observé pour la première fois en 1989. Il occupait alors une superficie de 2,1 km². Cette aire d'hivernage s'est agrandie au cours des années suivantes, coïncidant avec l'augmentation de la densité des cerfs au Québec. Au début des années 2000, on évaluait la superficie du ravage à 15 km² et le nombre de cerfs le fréquentant à 300 (Tecsult Environnement inc., 2002). Le couvert forestier du ravage est composé de peuplements mixtes (69%), de résineux (14%) et de feuillus (14%). Les principales essences d'arbres présentes sont l'érable à sucre (*Acer saccharum*), l'érable rouge (*Acer rubrum*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette blanche (*Picea glauca*), l'épinette rouge (*Picea rubens*) et le pin blanc (*Pinus strobus*). Les forêts du ravage sont de tenure privée et pour la plupart exploitées, créant un ensemble hétérogène de peuplements matures, jeunes et en régénération.

Maxime Lavoie a réalisé la synthèse de cette étude alors qu'il était contractuel à la Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats (DEFH) au ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) et à la Direction de la Chaudière-Appalaches au ministère des Transports du Québec (MTQ).

Sylvie Desjardins, Benoit Langevin et François Hudon ont participé à cette étude pour le compte du bureau régional de la Capitale-Nationale/Chaudière-Appalaches du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF).

Serge Couturier, Claude Daigle et Sylvain St-Onge travaillent à la DEFH du MRNF.

*Jacques Bélanger et Jacques Fortin sont à la Direction de la Chaudière-Appalaches au ministère des Transports du Québec.
jacques.belanger@mtq.gouv.qc.ca*

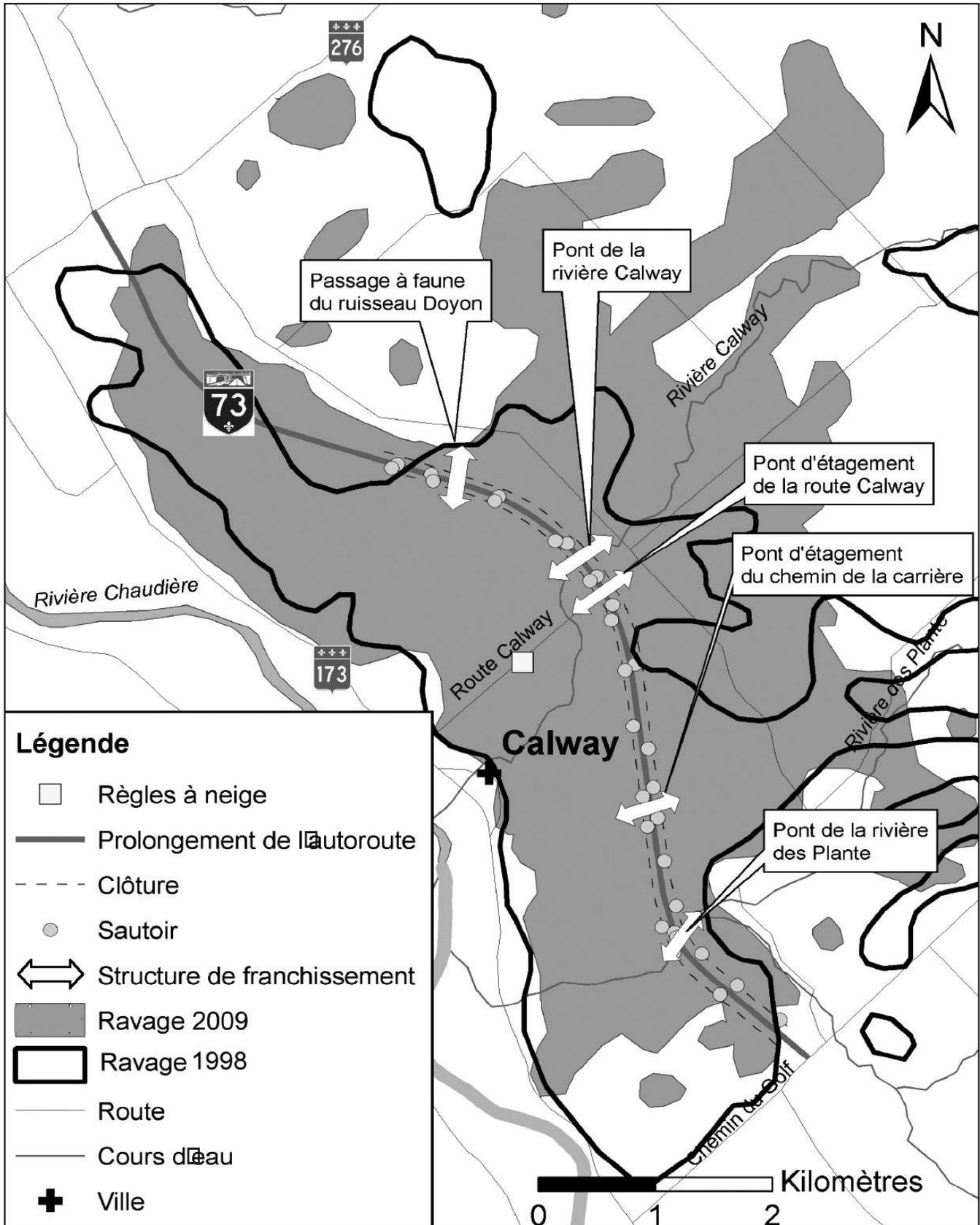


Figure 1. Ravage de cerfs de Virginie de la rivière Calway dans le secteur du prolongement de l'autoroute Robert-Cliche (73) en 2009 avec ses 5 passages fauniques, Saint-Joseph-de-Beauce, Québec.

La nouvelle route a été construite entre 2004 et 2007. Le débit de circulation à l'ouverture, en novembre 2007, était de 6 000 véhicules par jour. Le nouveau tronçon de l'autoroute Robert-Cliche (73) s'étend sur 10,4 km, entre Saint-Joseph-de-Beauce et Beauceville, Québec, Canada (figure 1). Sur les 6 premiers km au nord, une seule chaussée à 2 voies contiguës a été construite, alors que les 4 derniers km au sud comportent 2 chaussées de 2 voies chacune, séparées par un terre-plein central de 20 m. La largeur de l'emprise déboisée varie de 50 m à plus de 100 m.

Les clôtures et autres mesures d'atténuation ont été mises en place au moment de la construction routière. Une clôture à cervidés d'une hauteur de 2,4 m a été installée sur environ 6,5 km de chaque côté de l'autoroute. L'extrémité nord des clôtures comporte 2 sections de déviation de 185 m (ouest) et de 45 m (est) qui forment un angle aigu ou perpendiculaire avec l'axe de la route, de façon à obliger les cerfs qui la longent de l'extérieur à s'éloigner de la route. En raison de la configuration particulière du terrain à l'extrémité sud de la zone clôturée, il a été possible de fermer davantage l'accès aux cerfs, de telle

sorte qu'il n'a pas été nécessaire d'ajouter des sections de déviation. Pour permettre la sortie des cerfs qui se seraient introduits dans la zone clôturée, 30 sautoirs (ou rampes de fuite) ont été aménagés, espacés de 800 m au plus. Le sautoir est un plateau surélevé à 1,5 m du sol, accessible au cerf via une pente douce (rampe) du côté de la route et vis-à-vis duquel la clôture est interrompue pour faciliter le saut vers la forêt (figure 2); il se termine, du côté opposé par un muret vertical dont la hauteur empêche le cerf de voir au-delà et le décourage de sauter en direction de la route. Cinq passages inférieurs ont été aménagés pour permettre aux cerfs de traverser sous l'autoroute (tableau 1). À l'origine, seulement 2 ponts d'étagement et 2 ponts allongés sur cours d'eau étaient prévus. Un cinquième passage a été ajouté près de l'extrémité nord des clôtures au ruisseau Doyon afin de restreindre la présence de cerfs au bout de la zone clôturée.

Matériel et méthodes

Selon les conditions d'enneigement, 1 ou 2 inventaires aériens du ravage ont été menés chaque année afin de suivre l'évolution spatiale de l'aire d'hivernage (recouvrement interannuel) et de détecter des changements éventuels dans les effectifs de la population de cerfs. Un suivi radio-téléométrique a été réalisé pour étudier l'utilisation de l'espace par les cerfs. Au total, 224 cerfs ont été capturés entre 2003 et 2008 à l'aide de 13 cages Stephenson. Tous ont été marqués d'une étiquette à l'oreille et 131 d'entre eux



Figure 2. Un des 30 sautoirs installés dans le ravage de cerfs de Virginie de Calway dans le secteur du prolongement de l'autoroute Robert-Cliche (73), Saint-Joseph-de-Beauce, Québec. En haut: Vue de la pente douce du côté de l'autoroute. Ci-dessous: Vue du mur vertical du côté de la forêt.

Tableau 1. Caractéristiques des passages fauniques pour le cerf de Virginie mis en place lors de la construction d'un nouveau tronçon routier de 10,4 km sur l'autoroute Robert-Cliche (73), entre Saint-Joseph-de-Beauce et Beauceville au Québec.

Site	Structure	Largeur libre (m)	Hauteur libre (m)	Longueur (m)	Ratio d'ouverture ¹
Ruisseau Doyon	portique en béton	10	5	13,4	3,7
Rivière Calway	pont	120	10,9	14,3	91,5
Route Calway	pont d'étagement	27,5	5	14,3	9,6
Chemin de la Carrière	2 ponts d'étagement	18	5,1	12,6 chacun	7,3
Rivière des Plante	2 ponts	177	14	12,6 chacun	196,7

¹ Ratio d'ouverture = (largeur*hauteur)/longueur du passage

ont été munis d'un collier-émetteur VHF. Le sexe et l'âge (faon ou adulte) des cerfs étaient déterminés sur la base de leur taille et de la présence de bois ou de leurs vestiges. Une trentaine d'individus étaient sous suivi radio-téléométrique en tout temps. Des repérages au sol furent réalisés 2 fois par semaine, entre le 1^{er} janvier et la mi-avril, de 2003 à 2009, de façon à obtenir un minimum de 25 localisations par hiver pour chaque individu suivi. Des survols aériens complétèrent les données pour les individus non localisés par voie terrestre. Lors de mortalités de cerfs, la cause (p. ex.: chasse, prédation, inanition) était déterminée sur le terrain.

Deux localisations furent prises en juillet et en septembre afin de déterminer, s'il y a lieu, le statut migrateur des cerfs en plus de connaître le lieu de la migration. Nous avons identifié 3 niveaux de migration en fonction de la distance entre l'aire hivernale et l'aire estivale, soit supérieur à 10 km pour les cerfs migrants, entre 0,5 et 10 km pour les cerfs au statut intermédiaire et inférieur à 0,5 km pour les cerfs résidents. Le pourcentage de recouvrement interannuel des domaines vitaux a servi à estimer la fidélité des cerfs à leurs aires d'utilisation saisonnières. Les superficies et le recouvrement spatial des domaines vitaux ont été calculés avec l'extension Home Range Tool, suivant la technique du polygone convexe minimum à 95 % dans le logiciel ArcGIS 9.3 (ESRI, 2010).

La rigueur de l'hiver a été estimée grâce à un indice des conditions de neige qui tient compte de l'épaisseur de la neige et du degré d'enfoncement pour les cerfs. Ces données ont permis de calculer l'indice NIVA (Potvin et Breton, 1992). Les données de neige ont été recueillies toutes les 2 semaines dans le ravage pendant toute la durée de l'étude. Dans cette région du Québec, l'hiver est considéré comme rigoureux lorsque le NIVA est supérieur à 5 000 jours-cm, alors qu'il est considéré facile lorsque l'indice est inférieur à 3 000 jours-cm.

Les données d'accidents routiers sur le nouveau tronçon de route (10,5 km) du ravage de Calway, entre 2007 et 2009, ont été colligées à partir du Diagnostic de sécurité routière (DSR) et ont été comparées à celles d'autres tronçons de la région Chaudière-Appalaches qui sont situés dans les limites de 4 ravages de cerfs ou à moins de 500 m: Saint-Malachie (13,5 km), Rivière Famine (11,5 km), Armstrong (20,0 km) et Saint-Gédéon (24,2 km).

L'utilisation des aménagements par les cerfs a principalement été documentée à l'aide de relevés de pistes à partir de 2005. Le suivi des pistes était effectué une fois par

semaine entre décembre et mai et 1 fois toutes les 2 semaines le reste de l'année. Les pistes étaient observées sur la neige si possible ou sur des sections recouvertes de sable qui avaient été aménagées durant la construction de la route. Les pistes ont été dénombrées dans 4 types de sites: à l'extrémité nord des clôtures, aux clôtures de déviation, aux 5 passages et aux 30 sautoirs. Grâce aux relevés de pistes, il a été possible de déterminer le taux de succès d'utilisation des sautoirs, à savoir si le cerf en avait utilisé un pour sortir de l'emprise clôturée.

Trois périodes ont été définies aux fins d'analyse, soit avant (de l'hiver 2003 à l'été 2004), pendant (de l'hiver 2005 à l'été 2007) et après la construction de la route (de l'hiver 2008 à l'été 2009). Les analyses statistiques furent effectuées avec SPSS (SPSS, 2009) et le seuil statistique de signification a été fixé à $\alpha = 0,05$. Les proportions décrivant le comportement des cerfs et l'importance des causes de mortalité ont été analysées avec le test de chi-carré (χ^2). Les moyennes sont présentées avec leur erreur type (e. t.) le cas échéant. Les caractéristiques des domaines vitaux et le comportement migrateur ont été évalués grâce à une analyse de modèles linéaires généralisés à effets mixtes. Pour cette analyse, les interactions ont été enlevées, car aucune ne s'est avérée significative. L'identité des cerfs a été considérée comme variable aléatoire afin de prendre en compte les mesures répétées sur un même individu et éviter ainsi les problèmes reliés à la pseudo-réplication.

Résultats

Utilisation de l'espace par les cerfs

Les inventaires aériens ont permis de déterminer que la superficie du ravage est demeurée relativement stable, entre 22 et 29 km². De même, le recouvrement interannuel n'a varié que de 57 à 61 % au cours des 3 périodes de l'étude. Les conditions nivales des hivers 2005 et 2007 ont été faciles (< 3 000 jours-cm) pour les cerfs tandis qu'ils furent de sévérité moyenne les autres années. L'hiver 2008 a été le plus rigoureux, avec 4 744 jours-cm d'enfoncement. Le pourcentage de recouvrement interannuel des domaines vitaux hivernaux a varié entre 22 et 27 % pendant les 3 périodes et n'a pas été affecté par le sexe ($F_{75;1} = 1,512$, $P = 0,223$), l'âge ($F_{75;1} = 0,209$, $P = 0,649$), la période ($F_{75;2} = 1,184$, $P = 0,325$) ou l'état migrateur ($F_{75;2} = 0,910$, $P = 0,440$) entre 2003 et 2009. De plus, entre 2005 et 2009, la présence de la route dans un domaine vital ($F_{66;1} = 1,982$, $P = 0,164$) n'a pas affecté le taux de chevauchement du domaine vital hivernal au cours de l'année suivante. Durant

5 des 7 années étudiées, la taille moyenne des domaines vitaux hivernaux a varié entre 1,24 km² (e. t. = 0,19, $n = 39$) en 2008 et 1,34 km² (e. t. = 0,24, $n = 33$) en 2006, alors qu'en 2007 et 2009, elle fut de 3,20 km² (e. t. = 0,86, $n = 33$) et 2,79 km² (e. t. = 0,97, $n = 19$), respectivement; l'influence de la variable année a été significative ($F_{164,6} = 2,815$, $P = 0,012$) mais pas celle de la période ($F_{168,2} = 0,805$, $P = 0,449$) ou de l'indice NIVA ($F_{167,1} = 2,148$, $P = 0,145$). Les domaines vitaux traversés par l'autoroute entre 2005 et 2009 avaient une superficie significativement plus grande (2,44 km²; e. t. = 0,39, $n = 88$) que ceux qui ne l'étaient pas (1,19 km²; e. t. = 0,17, $n = 66$; $F_{126,1} = 12,398$, $P = 0,001$). La distance entre les localisations estivales au cours d'étés successifs atteignit 1,35 km (e. t. = 0,7, $n = 7$), 1,13 km (e. t. = 0,3, $n = 25$) et 0,69 km (e. t. = 0,2, $n = 18$) pour les 3 périodes, respectivement; le sexe ($F_{46,1} = 0,351$, $P = 0,557$), l'âge ($F_{70,1} = 1,699$, $P = 0,197$), la période ($F_{62,2} = 1,550$, $P = 0,199$) et l'état migrateur ($F_{58,2} = 1,080$, $P = 0,375$) n'ont pas affecté cette variable.

Mortalité des cerfs

Entre 2007 et 2009, le nombre d'accidents routiers impliquant le cerf de Virginie dans 4 tronçons routiers traversant ou longeant des ravages de la région a varié entre 0,43 et 1,67 accident/km/an. Dans l'aire d'étude, il fut de 0,19 accident/km/an et aucun accident impliquant le cerf de Virginie n'a été signalé dans les limites de la zone clôturée. La chasse a été la principale cause de mortalité des cerfs durant l'étude (53%, $n = 64$, $P < 0,001$).

Réponses des cerfs à la nouvelle route et à ses aménagements

D'après les relevés de pistes, aucune intrusion de cerfs n'a été observée à travers, en dessous ou au-dessus de la clôture durant l'étude. Par contre, des cerfs ont pénétré dans l'emprise clôturée par les extrémités. Les cerfs qui ont choisi de retourner en forêt après avoir longé les clôtures de déviation au nord de la zone clôturée étaient 6 fois plus nombreux que ceux ayant choisi de se diriger vers la route (87%, $n = 67$, $P < 0,001$). Après l'ouverture de l'autoroute à la circulation, 77% des cerfs ayant rencontré un sautoir l'ont utilisé pour retourner en forêt. Le succès d'utilisation des sautoirs a été plus élevé en présence de circulation automobile qu'avant l'ouverture de la route ($n = 65$, $P < 0,001$) ou lors des hivers plus rigoureux comme celui de 2008 ($n = 65$, $P < 0,001$).

Les 5 passages fauniques n'ont pas été fréquentés uniformément par les cerfs ($n = 1702$,

$P < 0,001$). Le passage situé sous le pont de la rivière des Plante a été le plus utilisé suivi de celui sous le pont de la rivière Calway, du passage faunique du ruisseau Doyon, du passage sous le pont de la route Calway et de celui sous le pont du chemin de la Carrière. Le passage de la rivière des Plante a été utilisé par les cerfs principalement durant l'hiver (figure 3), soit entre les mois de janvier et avril (68%, $n = 772$, $P < 0,001$), alors que les autres l'ont été principalement lors des migrations ($n = 538$, $P < 0,001$). Cette période des migrations représentait 59% de l'utilisation annuelle du passage de la rivière Calway, 54% de l'utilisation du ruisseau Doyon, 76% de celle de la route Calway et 90% de celle du chemin de la Carrière.

Avant la construction de l'autoroute, 35 des 49 cerfs (71%) qui portaient un collier émetteur occupaient en hiver un domaine vital incluant le futur emplacement de l'autoroute. Les autres cerfs avaient un domaine vital restreint à un seul côté de l'emprise, soit 12 (25%) du côté est et seulement 2 (4%) du côté ouest. Plusieurs cerfs ont modifié leur patron d'utilisation de l'aire d'hivernage pendant ($n = 203$, $P < 0,001$) et après ($n = 203$, $P < 0,001$) la construction de l'autoroute. En effet, les cerfs occupant un domaine vital incluant l'autoroute (grâce aux passages fauniques) sont passés à 26 (46%), alors que ceux qui avaient leur domaine vital du côté est ont diminué à 7 (12%) et ceux qui ne fréquentaient que le côté ouest ont augmenté à 24 (42%). La proportion de cerfs résidents fréquentant le ravage toute l'année n'a pas changé significativement au cours des 3 périodes et atteignait 38% (15 sur 39), 37% (33 sur 90) et 41% (22 sur 54) avant, pendant et après la construction de la route, respectivement ($n = 183$, $P = 0,608$).



Figure 3. Cerfs de Virginie utilisant, en hiver, le passage faunique sous le pont de la rivière des Plante dans le ravage de la rivière Calway, dans le secteur du prolongement de l'autoroute Robert-Cliche (73), Saint-Joseph-de-Beauce, Québec.

Discussion

Utilisation de l'espace par les cerfs

Pendant notre étude, la superficie de même que le pourcentage de recouvrement du ravage n'ont pas changé d'une année à l'autre. Ce pourcentage a varié entre 57 et 61 % et est semblable à ce qui a été noté dans les Adirondacks (Hurst et Porter, 2008). La population est demeurée relativement stable durant l'étude et une forte proportion (entre 83 et 95 %) des cerfs sont revenus au ravage Calway, comme nous l'avons observé ailleurs dans le nord-est de l'aire de répartition de l'espèce (Tierson et collab., 1985; Lesage et collab., 2000). La mise en circulation de la route n'a donc pas arrêté l'utilisation du ravage, ni fait déplacer les cerfs vers d'autres secteurs. Les cerfs ont démontré une fidélité à l'échelle de leurs domaines vitaux hivernaux respectifs, ce qui est typique de l'espèce dans le nord de son aire de répartition (Nelson et Mech, 1981). Le même phénomène a été observé au Montana où des wapitis (*Cervus canadensis*) sont demeurés fidèles à leur domaine vital malgré l'augmentation du dérangement humain (Edge et collab., 1985).

Généralement, les cerfs d'un même ravage migrent dans le même secteur en été (Tierson et collab., 1985; Nelson et Mech, 1981). La superficie de l'aire de distribution estivale, de même que le pourcentage de recouvrement interannuel sont restés assez stables pour les cerfs de Calway. De plus, la présence d'une nouvelle route n'a pas semblé affecter le lieu de migration des cerfs. Ceux-ci migraient à la même distance et aux mêmes sites chaque année. Il a d'ailleurs été démontré que la fidélité était plus grande au domaine vital estival qu'au domaine vital hivernal (Tierson et collab., 1985).

Au cours de notre étude, la superficie des domaines vitaux hivernaux est demeurée stable d'une période à l'autre et s'est avérée similaire à celle observée ailleurs en Amérique du Nord (Larson et collab., 1978; Tierson et collab., 1985; Lesage et collab., 2000). À l'échelle populationnelle, l'autoroute ne semble donc pas avoir eu d'effet négatif sur la taille moyenne des domaines vitaux des cerfs, une réponse similaire à celle observée chez les cerfs de la Floride (Braden et collab., 2008). Toutefois, à l'échelle individuelle, les cerfs ayant la nouvelle autoroute dans leur domaine vital occupèrent un domaine vital plus de 2 fois plus grand que les cerfs n'ayant pas la route dans leur domaine vital. Cette différence n'est pas simplement due à la perte directe d'habitat causée par la route puisque l'emprise de l'autoroute ne représente en moyenne que 0,4 km², soit 18 % des domaines vitaux qui la chevauchent. Il faut considérer également la zone de dérangement de part et d'autre de la route (Leblond et collab., 2011), ce qui ajoute encore à la superficie d'habitat dégradé et force les cerfs touchés à agrandir leur domaine vital.

Mortalité des cerfs

La présence de la route ne semble pas avoir affecté le taux de mortalité des cerfs de Calway. En effet, seulement 4 mortalités de cerfs par accident routier ont été répertoriées au cours des 2 années suivant l'ouverture de la nouvelle section de l'autoroute, et toutes se sont produites à l'extérieur

de la zone clôturée. Lorsque l'on compare ce résultat au nombre d'accidents répertoriés ailleurs dans la région, on peut croire qu'il aurait pu survenir quelques dizaines d'accidents annuellement dans le ravage Calway. Le faible nombre d'accidents indique que les aménagements réalisés pour cette nouvelle section d'autoroute ont été efficaces. La principale cause de mortalité autant pour les mâles que pour les femelles a été, et de loin, la chasse sportive. Durant l'étude, aucune mortalité par prédation n'est survenue à proximité des passages fauniques indiquant que ces derniers n'étaient pas des pièges pour les proies (Little et collab., 2002).

Réponses des cerfs à la nouvelle route et à ses aménagements

Les aménagements réalisés afin de diminuer l'impact du nouveau tronçon routier sur les cerfs du ravage Calway (et du même coup, assurer la sécurité des usagers de la route) ont été un succès. La clôture à cervidés et les clôtures de déviation ont démontré leur efficacité, puisqu'aucune intrusion de cerfs sur la route n'a été observée. Ces aménagements sont efficaces et ils devraient être intégrés aux futurs projets d'aménagement routier. Les sautoirs ont été utilisés avec succès par les cerfs qui sont entrés dans l'emprise clôturée par les extrémités, surtout en 2008 et 2009. Néanmoins, le taux d'utilisation des sautoirs pour le cerf de Virginie observé au cours de notre étude ne fut pas aussi élevé que celui enregistré en Utah pour le cerf mulot (*O. hemionus*) dans des milieux ouverts (Bissonette et Hammer, 2000).

Les 5 passages fauniques ont été fréquentés par les cerfs. Le passage sous le pont de la rivière Calway ainsi que celui sous le pont de la rivière des Plante ont été les 2 passages les plus utilisés et ces sites étaient déjà très fréquentés lors des migrations avant la construction de l'autoroute. Cela démontre que des passages aménagés sous des ponts simples (rivière Calway) ou doubles (rivière des Plante) constituent des mesures efficaces d'atténuation pour favoriser le passage des cerfs en période de migration. L'emplacement, les caractéristiques physiques et l'utilisation humaine des structures sont cependant d'importantes variables à prendre en compte avant leur construction (Clevenger et Waltho, 2000). Le ratio d'ouverture ($[\text{largeur} \times \text{hauteur}] / \text{longueur du passage}$) est une caractéristique souvent considérée dans la planification des passages fauniques étant donné que leur efficacité est positivement corrélée avec ce ratio (Reed et collab., 1975). Les passages fauniques construits dans le ravage Calway avaient un très grand ratio d'ouverture ($\geq 3,7$; tableau 1). Au Wyoming, les passages fauniques préférés par le cerf mulot possédaient un ratio d'ouverture supérieur à 0,8 (Gordon et Anderson, 2003).

Contrairement aux autres structures, le passage de la rivière des Plante a été fréquenté principalement en hiver et très peu durant les migrations. Ce phénomène peut s'expliquer par sa localisation, dans un endroit où l'autoroute coupe le ravage en 2 petits secteurs (figure 1). Les cerfs n'ont sans doute pas le choix d'utiliser ce passage en hiver pour satisfaire leurs besoins vitaux. Les cerfs ont tellement utilisé ce passage en

hiver qu'un sentier a été maintenu durant notre étude facilitant ainsi leurs déplacements (figure 3). Les cerfs ont plutôt traversé les autres structures lors des migrations et les ont beaucoup moins utilisées durant l'hiver. Nous ne connaissons pas les raisons expliquant ces différences temporelles dans l'utilisation des 5 passages.

Même si les cerfs sont demeurés fidèles à leur habitat hivernal, plusieurs individus ont dû modifier leur utilisation de l'espace après le début des travaux. Ainsi, avant la construction de l'autoroute, seulement 4 % des cerfs porteurs d'un collier télémétrique avaient un domaine vital à l'ouest de la future autoroute alors que ce pourcentage a augmenté à 42 % à la suite de sa construction. Cette réponse peut s'expliquer par la qualité de l'habitat puisqu'une étude antérieure du ravage a démontré que les peuplements forestiers compris dans la partie ouest étaient de meilleure qualité pour les cerfs (Hébert, 2003). Cette préférence oblige les cerfs migrateurs qui utilisent maintenant la partie ouest du ravage à franchir plus souvent l'autoroute quand ils vont vers leur habitat estival ou en reviennent, ce qui engendre une contrainte et un risque supplémentaires. Il se peut que cette préférence pour le côté ouest puisse conduire à une augmentation locale de la densité de cerfs avec un risque accru de dégradation de la végétation (Côté et collab., 2004).

Nous concluons qu'il est préférable d'éviter de fractionner les ravages de cerfs ou tout autre habitat faunique en y faisant passer une autoroute. Idéalement, la construction d'une route dans un habitat important pour la faune devrait être évitée. Toutefois, notre étude a permis de démontrer qu'il est possible, dans l'éventualité où une telle situation s'impose, de réduire les effets négatifs pour un grand mammifère, comme le cerf de Virginie, en aménageant des structures d'atténuation telles que des clôtures à cervidés équipées de sautoirs et de passages fauniques.

Remerciements

Les auteurs tiennent à souligner l'assistance de Réhaume Courtois, Yves Leblanc, Frédéric Hébert, Normand Desbiens et Robert Patenaude. Nous remercions Aurélie Renard, Michel Crête et Mathieu Leblond pour la révision de versions préliminaires de ce document. ◀

Références

- BISSONNETTE, J.A. et M. HAMMER, 2000. Effectiveness of earthen return ramps in reducing big game highway mortality in Utah. *UTCFRU Report Series*, 2000: 1-29.
- BRADEN, A.W., R.R. LOPEZ, C.W. ROBERTS, N.J. SILVY, C.B. OWEN et P.A. FRANK, 2008. Florida Key deer *Odocoileus virginianus clavium* underpass use and movements along a highway corridor. *Wildlife Biology*, 14: 155-163.
- CAIN, A.T., V.R. TUOVILA, D.G. HEWITT et M.E. TEWES, 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 14: 189-197.
- CLEVENGER, A.P. et N. WALTHO, 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14: 47-56.
- CLEVENGER, A.P., B. CHRUSZCZ et K.E. GUNSON, 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 646-653.
- CÔTÉ, S.D., T.P. ROONEY, J.-P. TREMBLAY, C. DUSSAULT et D.M. WALLER, 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 113-117.
- EDGE, W.D., C.L. MARCUM et S.L. OLSON, 1985. Effects of logging activities on home-range fidelity of elk. *Journal of Wildlife Management*, 49: 741-744.
- ESRI, 2010. ArcGIS Desktop: Release 9. Environmental Systems Research Institute, Redlands.
- FELDHAMMER, G.A., J.E. GATES, D.M. HARMAN, A.J. LORANGER et K.R. DIXON, 1986. Effects of interstate highway fencing on white-tailed deer activity. *Journal of Wildlife Management*, 50: 497-503.
- GORDON, K.M. et S.H. ANDERSON, 2003. Mule deer use of underpasses in western and southeastern Wyoming. *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET)*. Center for Transportation and the Environment, Raleigh, p. 309-318.
- HÉBERT, F., 2003. Le ravage de la Rivière Calway. État de situation et recommandations d'aménagement. Société de la faune et des parcs, Direction de l'aménagement de la faune de Chaudière-Appalaches, Projet pilote de mise en valeur du cerf de Virginie, Saint-Romuald, 36 p.
- HURST, J.E. et W.F. PORTER, 2008. Evaluation of shifts in white-tailed deer winter yards in the Adirondack region of New York. *Journal of Wildlife Management*, 72: 367-375.
- LARSON, T.J., O.J. RONGSTAD et F.W. TERBILCOX, 1978. Movement and habitat use of white-tailed deer in southcentral Wisconsin. *Journal of Wildlife Management*, 42: 113-117.
- LAVOIE, M., S. DESJARDINS, B. LANGEVIN, S. COUTURIER, J. BÉLANGER, C. DAIGLE, F. HUDON, S. ST-ONGE et J. FORTIN, (sous presse). Suivi des impacts de l'implantation d'une autoroute sur le cerf de Virginie – Autoroute Robert-Cliche (73), Saint-Joseph-de-Beauce et Beauceville. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et ministère des Transports du Québec, Québec, 85 p. + annexes.
- 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.
- LESAGE, L., M. CRÊTE, J. HUOT, A. DUMONT et J.-P. OUELLET, 2000. Seasonal home range size and philopatry in two northern white-tailed deer populations. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 1930-1940.
- LITTLE, S.J., R.G. HARCOURT et A.P. CLEVENGER, 2002. Do wildlife passages act as prey-traps? *Biological Conservation*, 107: 135-145.
- 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.
- NELSON, M.E. et L.D. MECH, 1981. Deer social organization and wolf predation in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 77: 3-53.
- POTVIN, F. et L. BRETON, 1992. Rigueur de l'hiver pour le cerf au Québec: description de l'indicateur prévisionnel NIVA et présentation d'un logiciel approprié. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, 15 p.
- REED, D.F., T.N. WOODARD et T.M. POJAR, 1975. Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management*, 39: 361-367.
- SPSS, 2009. *SPSS Statistics 17 for Mac OS X*. Chicago.
- TECSULT ENVIRONNEMENT INC., 2002. Inventaire des pistes et des sentiers de cerfs de Virginie à l'hiver 2001-2002 dans le ravage de la Rivière-Calway. Étude d'impact sur l'environnement pour le prolongement de l'autoroute 73. Québec, 37 p.
- TIERSON, W.C., G.F. MATTFELD, R.W. SAGE Jr. et D.F. BEHREND, 1985. Seasonal movements and home ranges of white-tailed deer in the Adirondacks. *Journal of Wildlife Management*, 49: 760-769.
- VOS, C.C. et J.-P. CHARDON, 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology*, 33: 44-56.

L'impact des routes, au-delà des collisions : le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens

Marc-André Villard, Marc J. Mazerolle et Samuel Haché

Résumé

Bien que plus difficiles à quantifier, les effets indirects des routes sur la faune devraient être considérés au même titre que la mortalité routière, car certaines espèces évitent les abords des routes au moins durant une partie de l'année, ce qui peut mener à une fragmentation plus ou moins permanente de leurs populations. D'autre part, on observe chez plusieurs espèces un effet de bordure suivant lequel les abords des routes constituent un habitat de qualité marginale en raison du bruit, des substances et particules projetées par le passage des véhicules, des substances utilisées pour l'entretien routier (p. ex. sels de déglacage) ou d'autres facteurs. Les oiseaux forestiers étudiés s'avèrent sensibles à la présence de routes à circulation intense, probablement en raison de la pollution sonore, alors qu'une espèce étudiée s'est avérée relativement tolérante à la construction d'une route de gravier. Quant aux amphibiens, les juvéniles en dispersion de 3 des 5 espèces étudiées semblaient éviter la traversée de routes pavées. Les gestionnaires de l'environnement devraient planifier l'aménagement des réseaux routiers dans la perspective du paysage afin d'éviter de dégrader ou de fragmenter les habitats critiques et de créer des barrières pour les mouvements saisonniers des espèces sensibles.

MOTS CLÉS : amphibiens, écologie routière, effet de barrière, effet de bordure, oiseaux

Introduction

Les impacts écologiques des routes sur la faune ont d'abord et avant tout été analysés sous l'angle de la mortalité associée aux collisions (p. ex. : Mazerolle, 2004 ; Seiler, 2005). Certains groupes taxinomiques (amphibiens, reptiles, mammifères, certains insectes) subissent un taux de mortalité routière qui peut parfois se traduire par un déclin important de leur abondance (Carr et Fahrig, 2001 ; McCall et collab., 2010). Certains taxons comme les amphibiens sont particulièrement vulnérables aux collisions en raison de leur réponse comportementale (Mazerolle et collab., 2005 ; Bouchard et collab., 2009) alors que d'autres taxons seraient capables d'ajuster leur comportement afin de réduire la probabilité de collision (Baker et collab., 2007 ; Shepard et collab., 2008).

Au-delà de la mortalité associée aux routes, nous nous sommes demandé si la présence même d'infrastructures routières pouvait altérer la répartition, les mouvements ou encore le succès de reproduction de différentes espèces animales. Par exemple, si les infrastructures routières sont évitées lors des déplacements ou encore durant la sélection du site de reproduction, nous pourrions noter une diminution du flux génique, de la connectivité fonctionnelle (échange d'individus entre les populations) ou encore de la quantité d'habitat propice à la reproduction à l'échelle régionale. Afin d'évaluer ce type d'impacts, nous jugeons que le concept de fragmentation des habitats constitue un cadre théorique approprié.

Dans le sens strict du terme, la fragmentation des habitats est le phénomène par lequel des massifs sont brisés en entités disjointes appelées fragments (Fahrig, 2003). L'agriculture, la coupe forestière et l'urbanisation sont des agents bien connus de perte et de fragmentation des habitats (figure 1) bien que la durée de leur effet soit variable. On peut aussi parler de dégradation ou d'altération de l'habitat, par

exemple lorsqu'un peuplement forestier est traité par une coupe partielle. Dans un tel cas, la dégradation peut survenir sans qu'il y ait perte ou fragmentation. Cela dit, le terme fragmentation est souvent employé pour désigner à la fois la perte et la fragmentation proprement dite, mais il est utile de préciser l'influence relative de ces 2 phénomènes même s'ils se produisent parfois simultanément.

Les routes et les différentes perturbations linéaires (p. ex. : corridors de transport d'énergie, lignes d'exploration sismique) constituent avant tout des agents de fragmentation, car elles ont pour effet de diviser l'habitat en fragments, tout en occasionnant une perte d'habitat relativement faible (< 100 m de largeur, en général). Dans cet article, nous examinons les effets des routes et des réseaux routiers sur la faune sous l'angle de la fragmentation et de la dégradation des habitats.

Les infrastructures routières : perte ou dégradation de l'habitat environnant ?

La construction d'une route peut entraîner divers impacts pour les habitats environnants, tels que la modification du drainage, le lessivage de certaines substances toxiques appliquées sur les routes ou encore la dispersion de particules.

Marc-André Villard est professeur au Département de biologie de l'Université de Moncton.

marc-andre.villard@umoncton.ca

Marc J. Mazerolle est professionnel de recherche attaché au Centre d'étude de la forêt et professeur associé à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

marc.mazerolle@uqat.ca

Samuel Haché est étudiant au doctorat en biologie à l'Université de l'Alberta.

hach@ualberta.ca

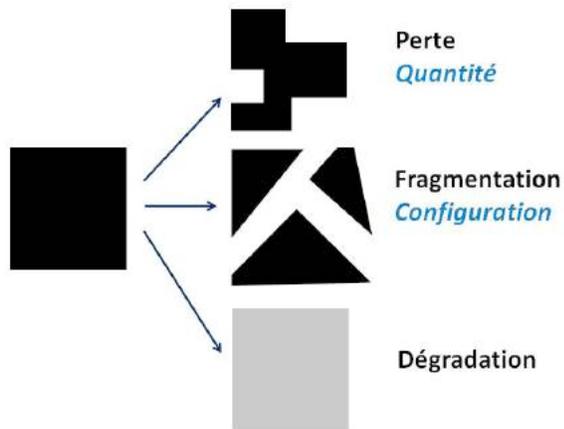


Figure 1. Illustration schématique des concepts de perte et fragmentation d'un habitat (en noir) ou de sa dégradation (en grisé). Analysés d'un point de vue statique (p. ex. sur une seule année), les 2 premiers phénomènes correspondent respectivement à la quantité et à la configuration de l'habitat.

Par exemple, les sels de déglacage ou la poussière peuvent réduire respectivement le développement embryonnaire et larvaire des amphibiens (Sanzo et Hecnar, 2006; Karraker et collab., 2008) et l'abondance d'invertébrés de la litière (Haskell, 2000). L'habitat en bordure des routes peut aussi être rendu peu propice, voire inutilisable, pour les espèces sensibles au bruit, aux mouvements ou à d'autres perturbations spécifiques aux infrastructures routières, ce qui constitue une dégradation de l'habitat des espèces en question, voire une perte fonctionnelle.

Aux Pays-Bas, l'utilisation de l'habitat situé aux abords d'une autoroute par un pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus*), variait en fonction de la distance à la route (Reijnen et Foppen, 1994; Foppen et Reijnen, 1994). Sur une période de plusieurs années, ces chercheurs ont observé que, bien que l'habitat situé dans une bande de 200 m de chaque côté de l'autoroute ait été occupé par le pouillot, il s'agissait principalement de jeunes mâles dont le succès reproducteur était 50 % plus faible que celui des mâles de même âge nichant à plus de 200 m de l'autoroute. De plus, ces jeunes mâles montraient une forte tendance à se disperser plus loin de l'autoroute durant les saisons de reproduction subséquentes. Chez le pouillot fitis, les routes semblent donc avoir pour effet de créer des habitats de reproduction sous-optimaux, donc de dégrader l'habitat. Bien que l'effet négatif ait été observé dans une zone relativement restreinte (bande d'environ 200 m), cet impact est important si l'on considère qu'il s'applique à l'ensemble du réseau autoroutier.

Dans le cas du pouillot fitis, les chercheurs ont conclu que l'habitat situé à proximité de l'autoroute était de qualité marginale pour cette espèce en raison du bruit émis par le passage des véhicules. Les hypothèses alternatives (mortalité accrue, diminution de la quantité de nourriture, pollution atmosphérique, dérangement lié à l'éclairage par les phares) ont toutes été rejetées (Reijnen et Foppen, 1994). Summers

et collab. (2011) ont, pour leur part, observé un déclin dans l'abondance et la richesse spécifique d'oiseaux en bordure de routes, mais ils ont conclu que ce déclin était plus accentué que prévu en fonction uniquement du niveau de bruit associé à la route et que d'autres facteurs (p. ex. la mortalité routière) étaient en cause. D'après une revue de la littérature, Kociolek et collab. (2011) concluent que la mortalité routière et le bruit seraient les deux facteurs les plus importants pour expliquer l'effet négatif des routes sur les oiseaux.

La pollution sonore affecterait d'autres taxons. Par exemple, chez les amphibiens, le bruit associé à la circulation peut perturber le comportement (vocalisation) et, par conséquent, la reproduction (Sun et Narins, 2005; Bee et Swanson, 2007). L'efficacité de la chasse serait également affectée par le niveau sonore à proximité des routes chez le grand murin (*Myotis myotis*), une chauve-souris d'Europe (Siemers et Schaub, 2011). Par contre, MacGregor et collab. (2008) n'ont pas observé de diminution de l'abondance à proximité des routes, chez 2 espèces de rongeurs, indépendamment de l'intensité de la circulation, donc du niveau sonore. Pour sa part, le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) évite les structures linéaires telles que les routes (St-Laurent et collab., 2012) et les lignes d'exploration sismique (Dyer et collab., 2001), quoique ce phénomène s'observe surtout durant certaines périodes de l'année (p. ex. en fin d'hiver et durant la saison de mise bas). Là où les réseaux de perturbations linéaires sont denses (p. ex. nord de l'Alberta; Schneider, 2002), Dyer et collab. (2001) ont estimé que la proportion de territoire sous-utilisé par le caribou pouvait atteindre de 22 à 48 %.

Globalement, ces exemples illustrent l'importance de considérer non seulement la perte nette d'habitat associée à la construction d'infrastructures routières, mais surtout la dégradation de l'habitat environnant que l'on observe chez plusieurs taxons. La section suivante présente des données originales sur la réponse numérique et fonctionnelle d'une population d'oiseaux avant et après l'élargissement d'un chemin forestier.

Effets de bordure associés aux routes : étude de cas chez un oiseau forestier

Dans le cadre d'une étude portant sur les impacts de la coupe forestière sur les oiseaux (Haché et Villard, 2010), nous avons mesuré les effets de la réfection et de l'élargissement d'un chemin forestier sur la position des territoires et le succès à l'envol de la paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*). Avant l'élargissement, le chemin n'était qu'un sentier d'environ 3 m de largeur le long duquel poussaient des gaulis et au-dessus duquel les arbres formaient une voûte bien développée. À la suite de la réfection, le nouveau chemin avait 4 m de largeur tandis qu'une bande de 8 m avait été déboisée afin d'empiler temporairement des billots et des têtes d'arbres.

La paruline couronnée est un passereau qui niche au sol et se nourrit principalement d'invertébrés présents dans la litière de feuilles mortes. Nous avons effectué un suivi intensif

des territoires de paruline le long du chemin avant et après l'élargissement, ainsi que du succès de reproduction dans chacun des territoires. Outre un déplacement des territoires qui chevauchaient l'ancien chemin avant l'élargissement, nos résultats démontrent des effets relativement mineurs 1 an suivant la réfection (figure 2). Les territoires qui chevauchaient le vieux chemin en 2009 sont disparus en 2010. D'autre part, même si 4 mâles présents en 2009 sont revenus en 2010, nous avons noté une diminution de la densité (de 8 à 6 territoires) dans une bande de 100 m le long du chemin forestier. En tenant compte de l'identité des mâles qui ont maintenu leur territoire 1 an après l'élargissement, aucune différence significative dans la probabilité de succès des territoires (c'est-à-dire la production d'au moins 1 jeune à l'envol) n'a pu être observée entre les 2 années (modèle mixte généralisé avec fonction logit, $F_{1,3} = 1,04$; $P = 0,38$). Ces résultats concordent généralement avec ceux d'Ortega et Capen (1999) sur la même espèce. Ces auteurs n'ont pas observé de différence dans le nombre de jeunes à l'envol entre les mâles occupant des territoires en bordure de chemins forestiers (0-150 m) et les mâles présents plus loin (150-300 m). Toutefois, ils rapportent que les densités en bordure des chemins étaient 40 % plus faibles.

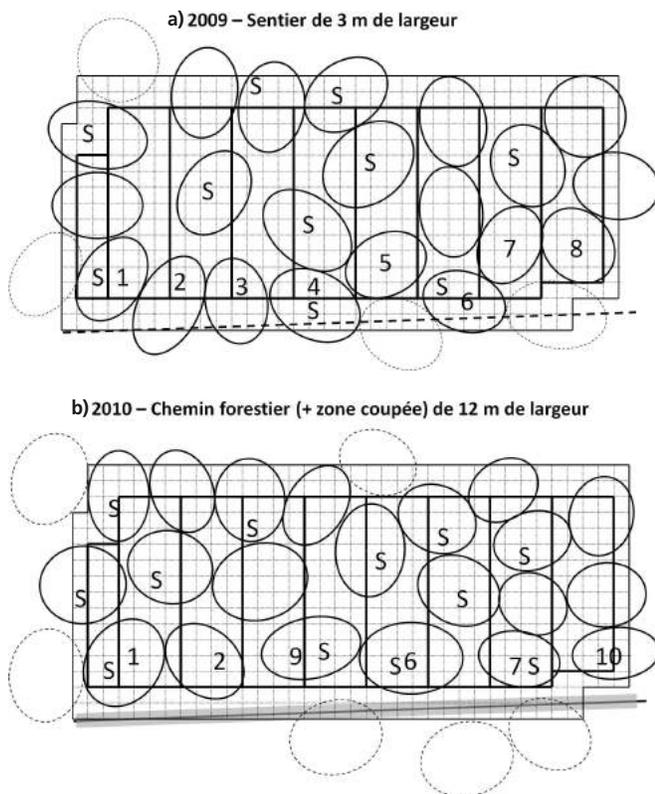


Figure 2. Impacts de l'élargissement d'un vieux chemin forestier de 3 m en 2009 (a: pointillé) à 12 m en 2010 (b: trait grisé) sur la position de territoires de paruline couronnée (ellipses), le succès à l'envol (S) et la présence de groupes familiaux (au moins 1 adulte et 1 juvénile incapable de soutenir le vol). Les chiffres dans les territoires indiquent l'identité des mâles présents le long de la route, certains mâles bagués (#1,2,6,7) étant revenus en 2010.

Dans la même aire d'étude, Poulin et Villard (2011) ont noté que la probabilité de succès des nids du grimpeur brun (*Certhia americana*) dans des parcelles dominées par les feuillus était significativement plus élevée quand on s'éloignait à plus de 100 m de la bordure la plus proche. Nous avons considéré toutes les interfaces d'habitat suivantes comme étant des bordures : les chemins forestiers entretenus, les sentiers de débardage et les plantations d'épinettes (*Picea* spp.). D'autre part, le succès à l'envol diminuait significativement avec la proportion de plantations d'épinettes (>10 ans) dans un rayon de 2 km. Or, il s'avère que l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) est un prédateur confirmé des nids de grimpeur (Poulin, D'Astous et Villard, non pub.) et que son abondance fluctue en relation avec la production de graines d'épinettes (Kemp et Keith, 1970). Dans le cas du grimpeur, nous ne croyons pas que les routes soient responsables de l'effet de bordure négatif que nous avons observé, mais plutôt que les plantations agissent comme des sources importantes de nourriture pour l'écureuil roux, qui envahit ensuite les milieux environnants durant les années où la production de cônes est faible.

Les routes : des barrières aux mouvements des amphibiens ?

A priori, on s'attendrait à ce que les infrastructures routières représentent des barrières significatives pour les animaux les moins mobiles, en particulier s'ils sont sensibles à l'exposition à un milieu ouvert et relativement sec. Les amphibiens correspondent très bien à cette description, notamment en raison de leur peau hautement perméable, qui les rend vulnérables à la déshydratation. Une étude récente (Gravel et collab., 2012) nous a permis de tester l'hypothèse suivant laquelle les routes pavées constitueraient des barrières pour les amphibiens en déplacement en raison de la sécheresse qui caractérise généralement ce milieu ainsi que d'autres milieux anthropisés et possiblement de la tendance des individus à éviter de s'exposer à la prédation (Rothermel et Semlitsch, 2002; Chan-McLeod, 2003; Mazerolle et Desrochers, 2005). Notre dispositif comprenait 16 étangs situés en bordure de routes pavées (8 à 11 m de largeur), caractérisées par une circulation variable (<700 à >2000 voitures/jour). Nous disposions ensuite une barrière munie de pièges-fosses de part et d'autre de chaque étang à distance égale de celui-ci, l'une des barrières étant séparée de l'étang par la route (figure 3). Nous avons visé explicitement les juvéniles pendant les 2 saisons de notre étude puisqu'ils se dispersent à partir des étangs après la métamorphose, qu'ils assurent la connectivité fonctionnelle entre les populations, qu'ils sont vulnérables aux effets des routes et qu'ils sont une composante essentielle à la persistance des populations. Étant donné que les mouvements des amphibiens varient beaucoup en fonction de la température et de l'humidité, nous avons prédit que la différence entre les captures des barrières séparées par une route varierait avec les conditions météorologiques.

Parmi les 5 espèces étudiées, nos résultats indiquent que le taux de capture des salamandres fousseuses (*Ambystoma laterale*, *A. maculatum*) juvéniles était effectivement plus élevé

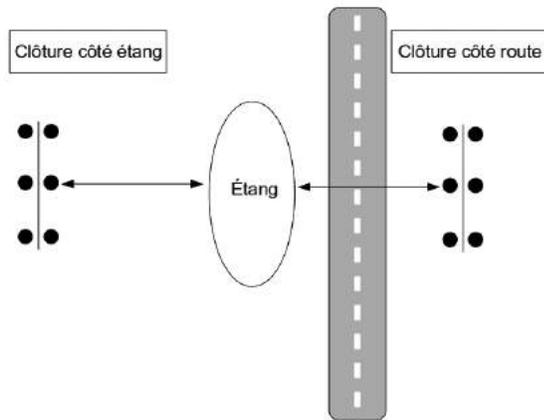


Figure 3. Dispositif utilisé par Gravel et collab. (2012) afin de tester l'existence d'un effet de barrière associé à la présence de routes pavées sur les mouvements des amphibiens juvéniles de 5 espèces différentes. Chacun des points noirs de part et d'autre de chaque clôture représente un piège-fosse.

aux barrières côté étang qu'à celles qui étaient séparées de l'étang par une route. Nous avons aussi observé que les taux de captures de grenouilles des bois (*Lithobates sylvaticus*) juvéniles augmentaient avec la température minimale de l'air, mais que cet effet était plus prononcé aux barrières côté étang. Chez ces 3 espèces, les routes semblaient donc constituer une véritable barrière aux mouvements des juvéniles, seules ou en interaction avec les conditions météorologiques. Le mécanisme sous-jacent à l'effet de barrière observé n'a pu être élucidé dans le cadre de cette étude; nous ne sommes donc pas en mesure de confirmer qu'il s'agissait d'un évitement comportemental des routes plutôt que d'une mortalité accrue sur celles-ci. Toutefois, les segments routiers dont il s'agit ici étaient caractérisés par une circulation routière modérée à l'exception de quelques sites situés le long d'une autoroute.

Synthèse

Cette revue non exhaustive de la littérature suggère que la seule considération des effets directs des routes sur la faune par le biais de la mortalité liée aux véhicules automobiles ne permet pas de saisir l'ampleur globale des impacts. En effet, chez plusieurs vertébrés, les abords des routes sont évités par certaines espèces, sont occupés principalement par des individus inexpérimentés chez d'autres et le succès de reproduction y est parfois nettement moins élevé. Chez les assemblages d'espèces d'oiseaux forestiers, Summers et collab. (2011) ont rejeté l'hypothèse d'un effet du bruit, suggérant plutôt que la plus faible abondance détectée à proximité des routes reflétait une mortalité plus élevée. Ces résultats contrastent avec ceux de Reijnen et Foppen qui suggéraient plutôt un effet négatif du bruit (Reijnen et Foppen, 1994; Foppen et Reijnen, 1994). Dans ces études, la mortalité routière expliquait difficilement la dispersion active des individus vers les zones plus éloignées de l'autoroute dès leur deuxième année ou encore le fait que les jeunes individus établissaient leur territoire en bordure de

l'autoroute nettement plus tard au printemps. Quant au bruit, il semblait perturber la communication entre les individus, ce qui peut affecter notamment l'attraction d'un partenaire. Il a été démontré expérimentalement que les oiseaux soumis à un bruit persistant ajustent les paramètres sonores de leur chant (Hanna et collab., 2011).

Un autre effet indirect des routes est lié aux mouvements des individus. Un effet de barrière relié à la présence de routes a été rapporté chez certaines espèces d'amphibiens (Lesbarrères et collab., 2006; Gravel et collab., 2012), de reptiles (Shine et collab., 2004; Shepard et collab., 2008; Clark et collab., 2010) et de mammifères (Dyer et collab., 2001; Proctor et collab., 2005; Epps et collab., 2005). Toutefois, il est très difficile de distinguer les effets de la mortalité routière de ceux qui sont associés à un évitement comportemental des infrastructures routières. Les études fondées sur la structure génétique des populations (Epps et collab., 2005; Proctor et collab., 2005; Lesbarrères et collab., 2006; Clark et collab., 2010) font face au même défi. Seul un suivi des individus en déplacement peut permettre de distinguer l'effet de barrière « comportemental » de la mortalité routière.

Certaines espèces de tortues et de serpents montrent un potentiel d'apprentissage de l'évitement des routes (Shepard et collab., 2008), mais l'importance numérique de la mortalité routière chez d'autres espèces de reptiles et d'autres taxons (p. ex.: insectes, cervidés) suggère que ce potentiel est limité. De plus, un évitement efficace des traversées ne peut qu'entraîner des effets négatifs sur le flux génique, voire l'extinction locale des populations les plus isolées.

Bien que bénins en apparence, les effets de l'évitement comportemental des routes ou de la dégradation de l'habitat avoisinant sont loin d'être négligeables, surtout lorsque l'on considère l'étendue grandissante du réseau routier dans la plupart des régions du monde. Dans le nord du Canada, l'intensification de l'utilisation des ressources naturelles s'accompagne d'une augmentation considérable de l'étendue des infrastructures routières et autres perturbations linéaires. Les perturbations y sont d'autant plus négatives que les écosystèmes y sont moins résilients. De plus, l'intensité de la circulation est faible par rapport à celle observée plus au sud, ce qui fait de l'évitement des routes l'enjeu majeur dans les régions septentrionales. ◀

Références

- BAKER, P.J., C.V. DOWDING, S.E. MOLONY, P.C.L. WHITE et S. HARRIS, 2007. Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-related mortality. *Behavioral Ecology*, 18: 716-724.
- BEE, M.A. et E.M. SWANSON, 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74: 1765-1776.
- BOUCHARD, J., A.T. FORD, F.E. EIGENBROD et L. FAHRIG, 2009. Behavioral responses of northern leopard frogs (*Rana pipiens*) to roads and traffic: implications for population persistence. [En ligne] *Ecology and Society* 14(2): art. 23.
- CARR, L.W. et L. FAHRIG, 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology*, 15: 1071-1078.
- CHAN-MCLEOD, A.C.A., 2003. Factors affecting the permeability of clearcuts to red-legged frogs. *Journal of Wildlife Management*, 67: 663-671.

- CLARK, R.W., W.S. BROWN, R. STECHERT et K.R. ZAMUDIO, 2010. Roads, interrupted dispersal, and genetic diversity in timber rattlesnakes. *Conservation Biology*, 24 : 1059-1069.
- 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.
- EPPS, C.W., P.J. PALSBOILL, J.D. WEHAUSEN, G.K. RODERICK et R.R. RAMEY, 2005. Highways block gene flow and cause rapid decline in genetic diversity of bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8 : 1029-1038.
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34 : 487-515.
- 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.
- FOPPEN, R. et R. REIJNEN, 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31 : 95-101.
- GRAVEL, M., M.J. MAZEROLLE et M.-A. VILLARD, 2012. Interactive effects of roads and weather on juvenile amphibian movements. *Amphibia-Reptilia*, 33 : sous presse.
- HACHÉ, S. et M.-A. VILLARD, 2010. Age-specific response of a migratory bird to an experimental alteration of its habitat. *Journal of Animal Ecology*, 79 : 897-905.
- HANNA, D., G. BLOUIN-DEMERS, D.R. WILSON et D.J. MENNILL, 2011. Anthropogenic noise affects song structure in red-winged blackbirds (*Agelaius phoeniceus*). *Journal of Experimental Biology*, 214 : 3549-3556.
- HASKELL, D.G., 2000. Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian mountains. *Conservation Biology*, 14 : 57-63.
- KARRAKER, N.E., 2008. Impacts of road deicing salts on amphibians and their habitats. Dans : MITCHELL, J.C., R. E. JUNG BROWN et B. BARTHOLOMEW (édit.). *Urban herpetology*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Salt Lake City, p. 211-223.
- KEMP, G.A. et L.B. KEITH, 1970. Dynamics and regulation of red squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) populations. *Ecology*, 51 : 763-779.
- KOCIOLEK, A.V., A.P. CLEVENGER, C.C. ST CLAIR et D.S. PROPPE, 2011. Effects of road networks on bird populations. *Conservation Biology*, 25 : 241-249.
- LESBARRÈRES, D., C.R. PRIMMER, T. LODE et J. MERILA, 2006. The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Écoscience*, 13 : 531-538.
- MAZEROLLE, M.J., 2004. Amphibian road mortality in response to nightly VARIATIONS in traffic intensity. *Herpetologica*, 60 : 45-53.
- MAZEROLLE, M.J. et A. DESROCHERS., 2005. Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology*, 83 : 455-464.
- MAZEROLLE, M.J., M. HUOT et M. GRAVEL, 2005. Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica*, 61 : 380-388.
- MCCALL, S.C., M.A. MCCARTHY, R. VAN DER REE, M.J. HARPER, S. CESARINI et K. SOANES, 2010. Evidence that a highway reduces apparent survival rates of squirrel gliders. [En ligne] *Ecology and Society*, 15(3) : art. 27.
- MCGREGOR, R.L., D.J. BENDER et L. FAHRIG, 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45 : 117-123.
- ORTEGA, Y. et D.E. CAPEN, 1999. Effects of forest roads on habitat quality for ovenbirds in a forested landscape. *Auk*, 116 : 937-946.
- POULIN, J.-F. et M.-A. VILLARD, 2011. Edge effect and matrix influence on nest survival of an old forest specialist, the brown creeper (*Certhia americana*). *Landscape Ecology*, 26 : 911-922.
- PROCTOR, M.F., B.N. MCLELLAN, C. STROBECK, et R.M.R. BARCLAY, 2005. Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations. *Proceeding of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272 : 2409-2416.
- REIJNEN, R. et R. FOPPEN, 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality of willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31 : 85-94.
- ROTHERMEL, B.B. et R.D. SEMLITSCH, 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology*, 16 : 1324-1332.
- SANZO, D. et S.J. HECNAR, 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, 140 : 247-256.
- SCHNEIDER, R.R., 2002. Alternative futures: Alberta's boreal forest at the crossroads. *Federation of Alberta Naturalists and Alberta Center for Boreal Research*, Edmonton, 152 p.
- SEILER, A., 2005. Predicting location of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42 : 371-382.
- SHEPARD, D.B., A.R. KUHN, M.J. DRESLICK et C.A. PHILLIPS, 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11 : 288-296.
- SHINE, R., M. P. LEMASTER, M. WALL, T. LANGKILDE et R.T. MASON, 2004. Why did the snake cross the road? Effects of roads on movement and location of mates by garter snakes (*Thamnophis sirtalis parietalis*). [En ligne] *Ecology and Society* 9(1) : art. 9.
- 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 (2) : 42-47.
- SUMMERS, P.D., J.M. CUNNINGTON et L. FAHRIG, 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, 48 : 1527-1534.
- SUN, J.W.C. et P.M. NARINS, 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121 : 419-427.

Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



**... vos ressources fauniques
sont entre bonnes mains**

Ressources naturelles
et Faune

Québec



Conception et suivi des passages à petite faune sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides

Yves Bédard, Éric Alain, Yves Leblanc, Marc-André Poulin et Mathieu Morin

Résumé

Afin d'atténuer la perte de connectivité engendrée par l'élargissement de la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides, 36 passages fauniques (dont 33 spécifiques pour la petite faune) ont été construits entre le km 60 et le km 144 à partir de 2006. Ces passages fauniques ont été conçus en considérant le meilleur emplacement possible pour leur implantation, le type de passage et de clôture à y installer et l'aménagement des approches. Quatre types de passage ont été retenus, soit l'aménagement du lit majeur, le passage de type marche, la tablette en porte-à-faux et le tuyau sec en béton armé. Le suivi des passages a débuté en 2009 et a d'abord été effectué à l'aide de tampons encreurs, puis avec des caméras. Durant les 2 années de suivi, 23 espèces de mammifères ont été observées dans les passages. Un inventaire exhaustif des passages est en cours afin de déterminer les caractéristiques qui influencent leur utilisation, dans le but d'optimiser la planification des futurs passages fauniques pour la petite faune ailleurs au Québec.

MOTS CLÉS : connectivité, corridor biologique, écologie routière, fragmentation, passage faunique

Introduction

La route nationale 175, construite en 1948, traverse la réserve faunique des Laurentides (RFL, Québec, Canada) en son centre. À cette époque, la route était peu fréquentée et possédait un faible gabarit, soit environ 30 m d'emprise. Avec les années, la route a été améliorée : de nombreuses voies de dépassement ont été ajoutées et des courbes ont été corrigées. La circulation a aussi constamment augmenté au fil des années, atteignant aujourd'hui 5 600 véhicules par jour, dont 19 % sont des camions lourds (Ministère des Transports du Québec, 2005). Malgré les nombreuses améliorations, l'emprise de la route est demeurée étroite, soit environ 35 m. Les accotements de l'ancienne route 175 étaient d'environ 1 m de large, souvent non pavés, et les fossés possédaient de fortes pentes qui étaient en partie colonisées par des plantes typiques de la forêt boréale. La route 175 a subi, depuis 2006, des changements majeurs afin de la faire passer à un gabarit de type autoroutier (4 voies divisées) qui implique la présence d'un terre-plein de 16 m et de pentes extérieures douces, engendrant des talus d'environ 16 m de chaque côté de la route (figure 1). Pour des raisons de sécurité, aucun arbre ne peut croître sur le terre-plein et les accotements. L'emprise nominale nécessaire à la construction de ce type de route est de 90 m et cette largeur peut atteindre 100 à 150 m lorsque les pentes sont très fortes. À l'intérieur de cette emprise, environ 70 m demeurent donc des milieux totalement ouverts, asphaltés ou couverts de végétaux bas.

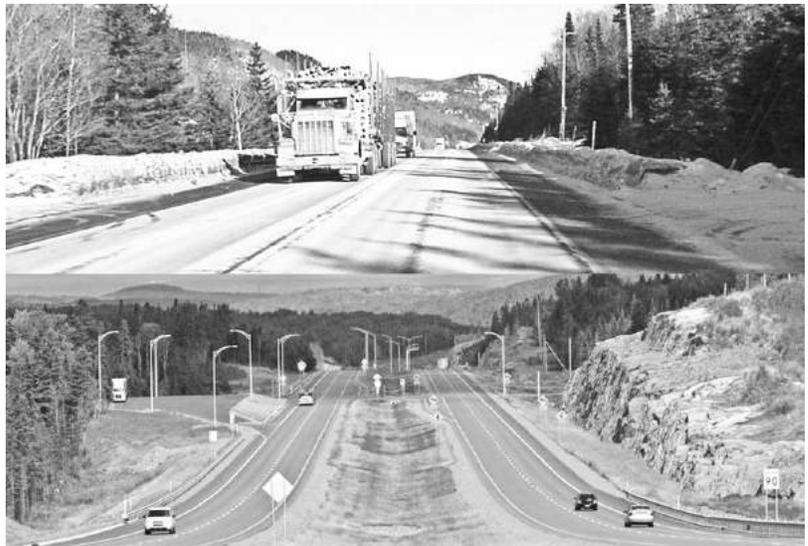


Figure 1. Photographies montrant les gabarits de l'ancienne route 175 (en haut) et de la nouvelle route (en bas) qui traverse la réserve faunique des Laurentides, Québec, Canada.

Yves Bédard (M. Sc.) est spécialiste de l'écologie routière et biologiste à la direction territoriale de la Capitale-Nationale du ministère des Transports du Québec, où il y travaille avec Éric Alain (technicien de la faune) et Mathieu Morin (stagiaire et étudiant à la maîtrise en environnement à l'Université de Sherbrooke). Marc-André Poulin est biologiste à la direction territoriale de Laurentides-Lanaudière du ministère des Transports du Québec.

yves.bedard@mtq.gouv.qc.ca

Yves Leblanc (M. Sc.) est biologiste pour la firme-conseil AECOM-Tecsult inc.

Nous avons émis l'hypothèse que la transition vers une route de calibre autoroutier augmenterait les risques de fragmentation des habitats pour la faune terrestre, particulièrement pour la petite faune associée à des habitats forestiers. Cet impact ainsi que les problèmes de collisions routières impliquant la grande faune constituent les 2 principaux enjeux fauniques reliés à la présence de la route. Le ministère des Transports du Québec (MTQ) a investi temps et argent pour permettre l'évaluation et le suivi de ces impacts au cours des 5 dernières années. Ainsi, des passages fauniques adaptés à la petite faune ont été construits afin de permettre aux espèces de taille égale ou inférieure à celle d'un loup (*Canis lupus*) de traverser sécuritairement sous la route. Ces passages ont pour rôle d'assurer la connectivité entre les habitats situés de part et d'autre de la route 175. À ce jour, au Québec, les seuls autres passages conçus pour la petite faune ont été implantés lors du prolongement du boulevard Robert-Bourassa dans la ville de Québec. Le caractère inhabituel de cette initiative au Québec et l'incertitude concernant l'efficacité des passages fauniques ont fait en sorte que la construction des passages à petite faune dans la RFL a pris un caractère expérimental.

La conception des passages fauniques

Plusieurs éléments furent pris en compte lors de la conception des passages fauniques, soit : leur emplacement, leur type, le type de clôture à y annexer et l'aménagement des approches, sans compter évidemment les contraintes techniques et économiques reliées à chacune des étapes du processus.

Emplacement des passages fauniques

Le contexte politique et les échéanciers serrés n'ont pas permis une caractérisation fine des sites propices à la construction des passages fauniques pour la petite faune. Le réseau hydrographique a donc servi de référence lors de l'identification des sites potentiels, pour tirer profit des ponts et ponceaux qui devaient être construits. Quant à l'importance des cours d'eau, la topographie et les habitats fauniques bordant la route, des experts ont été consultés pour choisir les cours d'eau qui devaient être équipés de passages fauniques. Ainsi, 33 passages ont été planifiés entre le km 60 et le km 144 (84 km) de la route 175. À ce nombre s'ajoutent 3 passages pour la grande faune, soit 36 passages fauniques potentiellement utilisables par la petite faune.

Les types de passage faunique

Une fois les sites établis, le choix parmi les différents types de passage s'est principalement fait à partir de ce que proposait l'expérience française (Carsignol, 2005). À ce stade, les contraintes techniques et économiques ont beaucoup influencé le choix du type de structure. Le principe général qui a guidé l'aménagement des passages fauniques pour la petite faune était de prévoir un espace de circulation dégagé sur toute la longueur du cours d'eau ; cet espace est appelé « pied sec ». Lorsqu'il était possible d'inclure un pied sec dans

un ponceau sans en modifier la taille et sans nuire au libre écoulement de l'eau, les coûts du passage pour petite faune étaient alors très faibles, car son implantation ne nécessitait qu'une légère modification du ponceau. Par contre, lorsque la marge de manœuvre hydraulique (c'est-à-dire la différence entre la section d'écoulement réelle du ponceau et la section d'écoulement nécessaire selon l'évaluation basée sur des modèles hydrauliques) ne permettait pas l'inclusion d'un passage faunique, le ponceau devait être agrandi, ce qui impliquait une hausse importante des coûts.

Quatre principaux types de passage ont été aménagés, la plupart associés à des cours d'eau (figure 2). Dans les grandes structures où se trouvait un cours d'eau avec un lit naturel, un sentier en empierrement sur la rive (lit majeur) a été construit (figure 2A). Ce type d'aménagement est peu coûteux et très efficace. Il nécessite d'ajuster les empierrements de protection des culées afin d'avoir une surface plane d'au moins 50 cm de large en étalant les pierres pour créer une surface relativement lisse. L'aménagement de pied sec de type « marche » sur le fond d'un ponceau impliquait souvent un élargissement du ponceau, car la marche réduisait beaucoup la section d'écoulement (figure 2B). Ce pied sec fut construit en béton ou prit la forme d'un muret contenant un remblai de gravier. Un troisième aménagement consistait à fabriquer un pied sec en porte-à-faux sur le côté d'un ponceau. Certains de ces passages furent construits en acier et en bois et posés après l'installation du ponceau (figure 2C). Cela permettait l'installation de pieds secs à l'intérieur de ponceaux déjà existants. Une autre version fit appel à du béton moulé sur place ou à l'usine (figure 2D). Ces passages fauniques intégrés étaient préférables puisqu'ils n'impliquaient aucun travail supplémentaire lors de la pose du ponceau. L'ajout d'un ponceau sec, de type tuyau de béton armé (TBA) d'un diamètre de 600 ou 900 mm à proximité d'un autre ponceau dédié à l'écoulement de l'eau, a aussi permis de créer un pied sec peu coûteux (figure 2E). En effet, le TBA de 600 mm est bon marché et facile à installer lors de la pose du ponceau principal (Francis Gauvin, MTQ, comm. pers.). Pour compléter les aménagements dédiés à la petite faune dans ce projet expérimental, des ouvertures ont été pratiquées à la base de murets de protection de type New-Jersey pour permettre le passage des petits mammifères (figure 2F).

Clôtures annexées aux passages fauniques

Des clôtures de fil de fer tressé à mailles de 2,5 cm ont été annexées aux passages fauniques, afin de guider les animaux jusqu'aux entrées des passages. Ces clôtures, hautes de 90 cm, s'étendaient sur une distance de 100 m de part et d'autre des passages. Leur base était enfouie dans le sol et une aile perpendiculaire obligeait les animaux qui longeaient la clôture à passer devant l'ouverture du passage. Lorsque les passages fauniques se situaient dans des zones clôturées pour la grande faune, la clôture à petite faune y fut rattachée. La clôture à grande faune possède des mailles de 30 cm × 18 cm, trop grandes pour empêcher le passage des petits mammifères.



A



B



C



D



E



F

Ministère des Transports du Québec

Figure 2. Différents types de passage à petite faune utilisés dans la réserve faunique des Laurentides : A) aménagement du lit majeur, B) marche, C) tablette en porte-à-faux installée sur un ponceau existant, D) tablette en porte-à-faux préfabriquée, E) tuyau de béton armé et F) muret de type New-Jersey troué pour le passage de la petite faune.

Aménagement des approches des passages fauniques

Les approches, soit l'espace entre les entrées des passages fauniques et la forêt, ont également fait l'objet d'aménagements. Différents moyens ont été utilisés afin de rétablir un couvert de fuite pour les animaux franchissant ces espaces souvent inhospitaliers. Ainsi, l'utilisation de débris végétaux (souches, troncs d'arbres), la plantation d'arbres et d'arbustes (principalement l'épinette noire [*Picea mariana*], l'épinette blanche [*Picea glauca*], l'aulne rugueux [*Alnus rugosa*], l'aulne crispé [*Alnus crispa*] et le myrique baumier [*Myrica gale*]) et l'ensemencement de graminées ont permis de recréer un couvert adéquat. Certaines approches couvraient jusqu'à 90 m, particulièrement aux endroits où la nouvelle route côtoyait un tronçon de route abandonné ou une ligne électrique. À ces endroits, nous permettrons à la végétation naturelle de s'y rétablir, ce qui devrait rendre ces approches plus attrayantes pour la petite faune.

Caractérisation des passages fauniques

Une caractérisation exhaustive des passages fauniques aménagés pour la petite faune est en cours de réalisation. Ce suivi a pour but d'identifier les caractéristiques des sites et des approches qui influencent leur degré d'utilisation par la petite faune en général et par certaines espèces en particulier. Les caractéristiques retenues pour cet inventaire (27 variables dont la proximité à la forêt, la longueur et l'ouverture du passage, la topographie aux approches, le type de peuplement bordant le passage, la présence d'activité humaine, la densité d'abris, etc.) ont été déterminées en se basant sur les connaissances acquises grâce au suivi des passages au fil des années. Cette caractérisation s'inspire des travaux réalisés en France (Carsignol, 2012) et dans le parc national de Banff, en Alberta (Clevenger, 2012). Comme cette étude est en cours, la plupart des résultats sont encore à venir. La suite de l'article permettra de détailler les méthodes utilisées ainsi que les premiers résultats préliminaires.

Méthodes de suivi des passages fauniques

De 2009 à 2011, 5 passages fauniques ont été équipés de tampons encreurs servant à relever les empreintes de pattes et ainsi évaluer leur utilisation par la petite faune. En 2010, 1 des passages a aussi été muni de 2 caméras, soit 1 caméra à chacune de ses extrémités. Au courant de la saison 2011, tous les passages ont été équipés de caméras. Le suivi a débuté au mois de mai (la date variant en fonction de la fonte des neiges) et s'est poursuivi jusqu'en novembre.

Les tampons encreurs étaient constitués de panneaux de contreplaqué de 10 mm d'épaisseur, d'une longueur de 1,20 m et d'une largeur variant entre 400 et 650 mm selon la dimension du passage. Les tampons étaient divisés en 3 sections, soit 2 étampes servant à recueillir les pistes situées à chaque extrémité du tampon et une section chargée d'encre située au centre (figure 3). La section chargée d'encre était constituée d'un tampon de mousse (utilisé dans les



Figure 3. Pistes imprimées sur un tampon encreur installé dans un passage à petite faune de la réserve faunique des Laurentides, après 2 semaines d'utilisation.

rembourrages de vêtements) sur lequel était appliqué, jusqu'à saturation, un mélange d'huile minérale lourde et de poudre de craie. Les étampes consistaient en de grandes feuilles de papier agrafées sur le panneau de contreplaqué, sur lesquelles étaient annotées les informations suivantes : la date, la localisation (point kilométrique), la chaussée (est ou ouest) et la position du papier à l'intérieur du ponton.

Les papiers tampons étaient récupérés toutes les 2 semaines, afin d'éviter que les empreintes ne se chevauchent et rendent la lecture des pistes difficile. Par la suite, une compilation des pistes fut effectuée. Chaque trace fut identifiée à l'espèce et, lorsque possible, l'âge de l'individu (juvénile ou adulte) fut consigné. La direction empruntée par l'animal fut également notée puis comparée avec les pistes provenant de l'extrémité opposée du passage, ce qui permet d'établir si l'animal avait fait une traversée complète ou seulement une intrusion.

Les premiers suivis photographiques ont été effectués à l'aide d'appareils de marque Moultrie (modèle I30). Ce type d'appareil a produit des résultats très décevants, car la caméra manquait énormément de sensibilité et n'était pas en mesure de détecter la présence des micro-mammifères. Nous avons remplacé cette caméra par une autre qui possède un détecteur de mouvement et qui décèle une très faible variation de chaleur (la première version du modèle HC 600 de Reconyx). Cette caméra peut entrer en fonction en moins de 0,4 sec et utilise un spectre semi-infrarouge pour les photos de nuit. Malgré les améliorations considérables que cet appareil apportait, il présentait tout de même un problème d'autonomie, puisqu'il fonctionne avec 6 piles alcalines C. La nouvelle génération de ce modèle est toutefois plus compacte et fonctionne avec 12 piles au lithium AA, pour une autonomie de 8 mois, même à des températures très froides (-20°C). Ces caméras, capables de capturer sur le vif même les plus petites musaraignes (comme la musaraigne cendrée [*Sorex cinereus*]), ont été utilisées à partir de la deuxième année de suivi.

Résultats

En 2010, les tampons encreurs ont été en fonction pendant 26 semaines, soit du 13 mai au 28 novembre. Le passage équipé à la fois de tampons encreurs et de caméras a démontré l'efficacité nettement supérieure du suivi photographique. Les tampons ne permettaient de détecter qu'environ 40 % des tentatives de traversées détectées par la caméra (tableau 1). Cela était dû autant à la difficulté de lire les pistes qu'au comportement des animaux à l'approche des tampons encreurs. En effet, les photographies ont démontré que certains individus évitaient les tampons en les contournant par les côtés, par-dessous, ou en bondissant par-dessus (figure 4). De 2009 à 2011, l'utilisation des passages à petite faune a été très variable entre les passages. Tous les passages ont été utilisés par au moins 3 espèces de petite faune, et 10 espèces différentes ont utilisé les 5 passages suivis (tableau 2).

Tableau 1. Efficacité des tampons encreurs (TE) et des caméras (Cam) en termes de détection d'espèces et de détection de traversées (tentées ou complétées) par les espèces de petite faune dans un passage faunique (km 133+038) de la réserve faunique des Laurentides en 2010.

	Tampons encreurs (TE)	Caméras (Cam)	Performance (TE/ Cam) %
Nombre d'espèces détectées	4	10	40 %
Nombre de tentatives de traversées détectées	22	57	39 %
Nombre de traversées réussies détectées	14	20	70 %

Discussion

Le total de 33 passages à petite faune pour 84 km de route dans la réserve faunique des Laurentides peut sembler faible en comparaison avec les recommandations du guide technique français, qui conseille l'implantation d'un passage tous les 400 m (Carsignol, 2005). Il faut toutefois mentionner que ces recommandations ont été formulées dans un contexte où les niveaux de biodiversité et de fragmentation sont fort différents de ceux rencontrés dans la RFL.

Les premiers résultats du programme de suivi (qui devrait se poursuivre encore plusieurs années) ont permis de déterminer que l'utilisation des caméras numériques représentait la meilleure méthode de suivi pour ce type de passage. Les caméras possèdent une grande efficacité pour un coût relativement modeste (environ 400 \$) et nécessitent peu d'interventions sur le terrain. Les tampons encreurs sont peu coûteux et faciles à installer, mais ils nécessitent cependant une connaissance approfondie des pistes animales et beaucoup de temps sur le terrain. De plus, l'erreur associée à la lecture des pistes est élevée. À la lumière de l'expérience acquise lors du suivi des passages fauniques de la route 175, nous ne recommandons l'usage des tampons encreurs que pour déterminer si les passages fauniques sont utilisés ou non par la faune. L'installation des caméras est un travail délicat, car une mauvaise orientation ou un réglage inadéquat peuvent produire des milliers de photos inutiles. En plus des pertes de temps associées à leur analyse, ces photos inutiles remplissent les cartes de mémoire et utilisent l'énergie des piles. Cette situation peut donc faire en sorte que certains passages d'animaux ne soient pas détectés.

Tableau 2. Nombre de traversées par passage faunique et par espèce, réserve faunique des Laurentides, 2009-2011.

Espèces	Nom latin	Passages fauniques					Total
		km 133+030	km 125+000	km 124+900	km 89+460	km 88+900	
Castor d'Amérique	<i>Castor canadensis</i>				3		3
Porc-épic d'Amérique	<i>Erethizon dorsatum</i>		2				2
Mouffette rayée	<i>Mephitis mephitis</i>	16	2	2			20
Hermine	<i>Mustela erminea</i>	1				5	6
Vison d'Amérique	<i>Mustela vison</i>	7	3	15	1	8	34
Rat musqué commun	<i>Ondatra zibethicus</i>	2	2	4			8
Raton laveur	<i>Procyon lotor</i>	19	5	5	2	4	35
Musaraigne sp.	<i>Sorex sp.</i>	2					2
Ours noir	<i>Ursus americanus</i>		2				2
Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>		5				5
Total		47	21	26	6	17	117



Ministère des Transports du Québec

Figure 4. Hermine (*Mustela erminea*) évitant un tampon encreur, mais ayant été détectée par une caméra de surveillance, dans un passage à petite faune de la réserve faunique des Laurentides.

Lorsque les 33 passages fauniques seront complétés (prévu pour l'été 2012) et équipés de caméras, et que la caractérisation de leurs approches sera faite, il sera possible d'évaluer les facteurs ayant le plus d'influence sur leur utilisation par la petite faune. À titre d'exemple, le passage 133+030 de type TBA, en place depuis 2007, possède des approches très courtes (quelques mètres seulement) et est actuellement le passage le plus utilisé par la petite faune. Cela laisse présager que la proximité à la forêt est une caractéristique importante pour les animaux. De plus, avec les années, la croissance de la végétation améliorera la qualité du couvert. Une fois qu'auront été identifiés les facteurs influençant le plus l'efficacité des passages fauniques, il sera possible d'améliorer la planification de l'aménagement des futurs passages fauniques et rendre plus efficaces ceux déjà en place.

Conclusion

Les informations récoltées grâce aux caméras demeurent somme toute partielles, car celles-ci ne permettent pas de déterminer le sexe ou l'âge des individus qui fréquentent les passages, ni le nombre réel d'individus différents qui les utilisent. Afin d'obtenir une telle précision, une étude faisant appel à des techniques comme la télémétrie, les analyses génétiques de poils et l'utilisation de transpondeurs devrait être menée. Il n'en demeure pas moins que la confirmation de l'utilisation des passages pour la petite faune dans le contexte de la forêt boréale québécoise est encourageante. Ce type d'aménagement s'ajoute aux mesures d'atténuation déjà utilisées par les gestionnaires des transports dans les projets routiers. Les passages à petite faune permettront sans aucun doute de réduire les impacts qu'engendrent les routes sur le milieu naturel. Ces outils ouvrent aussi la porte à la restauration des corridors biologiques naturels, limitant la fragmentation des habitats. L'aménagement de passages pour la petite faune est peu coûteux à l'échelle des projets autoroutiers et représente un pas en avant vers le développement durable.

Remerciements

Nous tenons à remercier Maryse Boucher, Maxime Vigneault, Pierre-Louis Harton et Joël Corriveau pour leur contribution sur le terrain. Nous remercions également Louise Houde pour l'édition du texte. ◀

Références

- CARSIGNOL, J., 2005. Guide technique, aménagement et mesures pour la petite faune. Service d'étude technique des routes et autoroutes, Bagnoux, 264 p.
- CARSIGNOL, J., 2012. Des passages à gibier à la Trame Verte et Bleue : 50 ans d'évolution pour atténuer la fragmentation des milieux naturels en France. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2) : 76-82.
- CLEVINGER, A., 2012. Leçons tirées de l'étude des passages fauniques enjambant une autoroute dans le parc national de Banff. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2) : 35-41.
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC, 2003. Projet d'amélioration de la route 175 à 4 voies divisées du kilomètre 84 au kilomètre 227 (143). Ministère des Transports du Québec, Étude d'impact sur l'environnement, Québec, 290 p. + annexes.
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC, 2005. Atlas des transports du Québec. Disponible en ligne à : <http://transports.atlas.gouv.qc.ca/Infrastructures/InfrastructuresRoutier.asp>. [Visité le 12-01-16].

Les enfants à la rescousse des grenouilles tuées sur les routes

Daniel Bergeron

Résumé

Plus de 150 élèves de l'école primaire Jardin-des-Lacs de Saint-Denis-de-Brompton sont devenus des « brigadiers de la nature » en participant, le soir du 5 mai 1999, à un important projet de sensibilisation consistant à aider les grenouilles et les salamandres à traverser la route 220 qui longe et traverse un marais. Des pompiers et des policiers étaient sur place pour interdire la route aux automobilistes, pendant de courts intervalles durant lesquels les jeunes en profitaient pour faire traverser les grenouilles à l'aide d'une épuisette. Ce projet, médiatisé à travers le Canada, a permis de sensibiliser la population à la biodiversité du marais du lac Brompton et à l'importance de protéger les amphibiens. L'année suivante, l'Association pour la protection du lac Brompton inaugurerait 3 tunnels permettant le passage sécuritaire des amphibiens sous la route, une première au Canada. La construction de ce genre de tunnel nécessite une étude préalable afin de déterminer le nombre d'individus et d'espèces à protéger et d'obtenir des détails sur leurs déplacements. Plusieurs critères doivent être respectés pour la construction d'un tunnel. Le choix des matériaux et le design sont particulièrement importants pour que l'air, la lumière ambiante et l'humidité puissent pénétrer à l'intérieur du tunnel. Des barrières de déviation sont également requises pour diriger les amphibiens dans les entrées du tunnel situées de chaque côté de la route.

MOTS CLÉS: amphibiens, grenouilles, route, salamandres, tunnels

Les amphibiens et reptiles et les réseaux routiers

Les amphibiens et les reptiles sont des animaux à sang froid très mal connus de la population en général bien qu'ils soient très importants pour la biodiversité d'un marais. Ils sont des bio-indicateurs de la qualité de notre environnement. Le marais du lac Brompton est l'un des 3 plus grands marais de la région de l'Estrie, avec une superficie d'environ 5,3 km². Au Québec, comme dans bien d'autres endroits du monde, le réseau routier traverse différents habitats fauniques importants. Ces routes ont la particularité de fragmenter les habitats, ou de les détruire, et d'augmenter la mortalité des individus qui vivent en périphérie, voire de décimer des populations locales (Jackson et Griffin, 1998). Les populations dont les corridors de migration ou de dispersion croisent des routes sont particulièrement susceptibles de subir des mortalités massives (Jackson, 1999).

Les taux de mortalité sont particulièrement élevés au sein des populations de reptiles et d'amphibiens qui vivent dans des milieux humides longeant ou traversant une route (Langton, 1989a). Ces milieux représentent des sites de reproduction privilégiés pour plusieurs espèces d'amphibiens. Au printemps, certaines espèces d'amphibiens ayant passé tout l'hiver sous la neige, dans les forêts, migrent à la recherche d'un site de reproduction qui est habituellement un marais (Cook, 1984). Le marais du lac Brompton est un bel exemple d'un milieu idéal pour la reproduction des amphibiens. Cependant, celui-ci est divisé en 2 par une route principale (route 220), et beaucoup d'amphibiens et de tortues se font écraser sur celle-ci.

Un passage risqué

Chaque année, durant leur période de reproduction, des milliers d'amphibiens choisissent une soirée printanière pluvieuse et chaude pour traverser cette route passante afin d'aller se reproduire de l'autre côté du marais. Cette route est située au cœur de leur corridor de migration d'une largeur d'environ 300 m. Un inventaire de ces mortalités a été effectué aux printemps 1998 et 1999. Les données sont éloquentes : durant une pluie, les observateurs ont remarqué que plus de 200 amphibiens se faisaient écraser sur cette route chaque heure. Ainsi, 91 % des individus qui se risquaient à traverser la route y trouvaient la mort (Bergeron et Houde, 1998).

Une intervention fut nécessaire

En 1997, un soir de printemps, j'ai été témoin d'une traversée de la route 220 par des amphibiens. Voyant ces centaines de petites bêtes se faire écraser sur la chaussée, j'ai entrepris une réflexion afin de remédier à cette situation. Après de nombreuses heures de recherche et de lecture, la solution est devenue évidente : comme cela se faisait déjà au Massachusetts (Jackson et Tynning, 1989), le Québec devrait installer des tunnels pour les amphibiens dans les secteurs problématiques comme le marais du lac Brompton. Ces traverses, aménagées sous la route 220, permettraient aux amphibiens de la traverser en sécurité. Par le fait même, et plus important encore, elles permettraient la conservation de la biodiversité du marais

Daniel Bergeron est biologiste et président-directeur général d'AQUA-BERGE inc.

info@aqua-berge.com

du lac Brompton, dont les amphibiens sont une importante composante.

Pour parvenir à cet objectif, j'ai travaillé de concert avec l'Association pour la protection du lac Brompton, laquelle n'a pas ménagé ses efforts. Au printemps 1998, l'équipe a réalisé une étude d'avant-projet pour promouvoir la conservation de la biodiversité du lac Brompton (Bergeron et Houde, 1998). L'objectif spécifique de l'étude était de réaliser un inventaire du nombre de mortalités et d'élaborer des mesures d'atténuation. Les inventaires ont démontré que la rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*) et la grenouille verte (*Lithobates clamitans*) étaient les principales espèces présentes dans le corridor de migration (tableau 1). Par ailleurs, l'étude a permis d'identifier les zones de concentration des individus grâce à une clôture de déviation installée dans le corridor de migration ainsi que la présence des trappes disposées tous les 10 m.

Tableau 1. Liste des espèces d'amphibiens et leur proportion dans le corridor de migration lors des inventaires réalisés au printemps 1998, lac Brompton, Québec.

Espèce	Pourcentage des occurrences (n = 2036)
Rainette crucifère (<i>Pseudacris crucifer</i>)	88,9
Grenouille verte (<i>Lithobates clamitans</i>)	4,4
Salamandre maculée (<i>Ambystoma maculatum</i>)	2,5
Grenouille du nord (<i>L. septentrionalis</i>)	1,3
Grenouille des bois (<i>L. sylvaticus</i>)	1,2
Triton vert (<i>Notophthalmus viridescens</i>)	0,9
Crapaud d'Amérique (<i>Anaxyrus americanus</i>)	0,5
Grenouille des marais (<i>L. palustris</i>)	0,2
Ouaouaron (<i>L. catesbeianus</i>)	0,1

Campagne de sensibilisation

Pour parvenir à notre but, il était nécessaire de gagner l'appui de la population, ce qui était loin d'être acquis puisque les amphibiens sont, de façon générale, des espèces peu populaires et méconnues du public. Nous avons donc décidé de sensibiliser les élèves de l'école primaire Jardin-des-Lacs de Saint-Denis-de-Brompton à l'importance des amphibiens pour la biodiversité et donc, à la nécessité de les protéger. Notre objectif était d'obtenir la participation de l'ensemble des élèves de l'école afin de créer un événement médiatique important. Les élèves sont alors devenus des ambassadeurs importants de cette campagne de sensibilisation. Notre démarche consistait à rencontrer les élèves dans chaque classe. Un guide-naturaliste présentait un programme éducatif variant selon le niveau des élèves en utilisant des amphibiens vivants et en expliquant notamment de quelle manière chaque élève pouvait participer à sauver la vie d'un amphibien. Un des aspects très original de notre approche fut d'inviter les élèves à devenir des « brigadiers de la nature », dont le rôle était de faire traverser les amphibiens sur la route 220 en toute sécurité. Afin d'assurer ce rôle, le « brigadier de la nature » recevait un imperméable de type « poncho » muni d'un logo unique pour souligner cette initiative



Figure 1. Brigadière de la nature.

sans précédent au Canada et une petite époussette pour transporter les amphibiens de l'autre côté de la route (figure 1).

La campagne de sensibilisation a été déclenchée lors des premières pluies chaudes du mois de mai qui incitaient la migration massive des amphibiens. Le projet consistait donc à fermer la route 220 (très fréquentée) à la circulation routière, par intermittence. Dans le but d'assurer la sécurité des « brigadiers de la nature » et des bénévoles, deux camions de pompiers furent postés de chaque côté de la zone d'intervention, à la ligne d'arrêt des automobilistes. Des panneaux de signalisation spéciaux furent installés en périphérie du secteur d'intervention tout en respectant les normes du ministère des Transports (MTQ). Un panneau en particulier indiquait : « PASSAGE DE GRENOUILLES, TEMPS D'ATTENTE DE 15 MINUTES ». De plus, des bénévoles distribuèrent une brochure de sensibilisation aux automobilistes durant leur temps d'attente. À chaque période de 15 minutes, les véhicules pouvaient traverser la zone d'intervention sous la surveillance des pompiers, des policiers et des agents de conservation de la faune.

Plus de 150 élèves de l'école primaire Jardin-des-Lacs de Saint-Denis-de-Brompton se sont transformés en « brigadiers de la nature » le soir du 5 mai 1999 et quelque 150 bénévoles ont participé à cette soirée mémorable.

Les médias nationaux sont venus assister à cette campagne de sensibilisation qui a été diffusée à travers le Canada et même aux États-Unis. Plusieurs millions de personnes en ont ainsi été informées ou sensibilisées par le biais de la télévision, la radio, les journaux et les revues.

Après l'événement, tous les élèves ayant participé à l'activité ont reçu un certificat attestant leur statut de « Brigadier de la nature ». Des animateurs ont fait un retour en classe avec tous les élèves de l'école et chacun d'eux a reçu une brochure éducative qui les sensibilisait à l'importance des amphibiens et des reptiles et au maintien de la biodiversité dans les marais comme celui du lac Brompton.

Grâce aux succès de la première phase, le projet s'est poursuivi à l'automne 2000 dans une perspective de développement durable. Le 24 octobre 2000, l'Association pour la protection du lac Brompton a inauguré la construction de 3 passages pour amphibiens sous la route 220. Depuis cette date, les tunnels permettent aux amphibiens d'accéder à l'ensemble du marais en toute sécurité. Ces passages étaient accompagnés de panneaux de signalisation inédits du MTQ (figure 2). En appui à l'inauguration de ces premiers tunnels à amphibiens au Canada, la chanteuse Kate Morrison, résidente de l'Estrie, a interprété sa chanson « Tunnel Ange Gardien » composée spécialement pour l'occasion.

Aspects techniques des tunnels

Plusieurs conditions doivent être réunies pour que les amphibiens puissent pénétrer dans le tunnel. D'abord, puisque la migration des amphibiens s'effectue à la tombée du jour, les tunnels doivent avoir une surface bien ajourée pour que la lumière ambiante y pénètre et y soit suffisante (Langton, 1989b). Il est également primordial que le tunnel conserve un degré d'humidité semblable à l'environnement extérieur (Langton, 1989a). Le tunnel développé par la compagnie ACO Polymer Product Inc. (model AT 200) fut donc conçu en béton de polymère, un matériau qui n'absorbe pas l'humidité (figure 3). De plus, les tunnels doivent être à l'abri de tout risque



Figure 2. Panneau du ministère des Transports du Québec spécialement créé pour délimiter la zone écologique fragile en périphérie du marais du lac Brompton.

d'inondation ; les ouvertures sur le dessus (2,5 cm) étaient donc assez larges pour laisser passer la lumière et l'humidité tout en étant assez étroites pour éviter les inondations. Ces ouvertures permettent aussi à l'air de circuler à l'intérieur des tunnels, ce qui contribue à maintenir une température sensiblement égale à l'intérieur comme à l'extérieur, autre condition essentielle pour favoriser leur utilisation (Langton, 1989b).

Clôtures de déviation

Les clôtures de déviation sont des ouvrages qui permettent de diriger les grenouilles et les salamandres en déplacement vers l'entrée des tunnels. Ces clôtures doivent respecter plusieurs critères pour être efficaces, qui varient selon les espèces, les conditions climatiques et la sécurité routière (Langton, 1989b). Au lac Brompton, la seule espèce qui exige une clôture de déviation vraiment particulière est la rainette crucifère, car celle-ci a tendance à monter dans la clôture pour passer par-dessus. Au Québec, pendant l'hiver, les fortes accumulations de neige en bordure de route nécessitent un ouvrage flexible capable de résister au poids de la neige et permettant d'éviter des blessures aux automobilistes en cas de perte de contrôle. Plus particulièrement, la clôture utilisée au marais du lac Brompton, qui forme un angle avec l'entrée du tunnel, a une hauteur minimale de 45 cm et est recourbée dans la partie supérieure sur une largeur de 20 cm à 30 cm. Elle est ancrée dans le sol (le contrôle de la végétation est obligatoire), semi-permanente (elle doit être déposée au sol pendant la période d'hivernage), amovible (supportée et tendue par un câble d'acier durant la période d'opération), fabriquée en plastique résistant aux UV et perforée pour que les conditions climatiques ne soient pas modifiées (figure 4). Par ailleurs, les ouvertures ne doivent pas dépasser 0,5 cm pour éviter que les juvéniles ne passent à travers.

Conclusion

Dans l'ensemble, ce projet a mobilisé 21 partenaires (3 municipalités, 5 ministères, 3 écoles, 4 organismes environnementaux, 4 entreprises privées et 2 organismes municipaux) et 350 personnes, dont la plupart étaient bénévoles. Le suivi de la migration est maintenant assuré par l'Association pour la protection du lac Brompton, en collaboration avec le MTQ. Les pompiers de la municipalité du Canton d'Orford assurent le nettoyage des tunnels en y injectant de l'eau sous haute pression.

De plus, il est intéressant de noter que ce projet issu d'une initiative locale a également intéressé le monde scientifique puisqu'il a été présenté au symposium : « Éducation et conservation en herpétologie » dans le cadre du congrès international « Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles » tenu à Québec en 1999, ainsi qu'au colloque « Route et faune terrestre : de la science aux solutions » tenu à Québec en 2011.



Figure 3. Entrée du tunnel permettant aux amphibiens de traverser la route 220 sans danger.

La municipalité du Canton d'Orford est la première au Canada et la troisième en Amérique du Nord à posséder ses tunnels pour amphibiens. L'expertise développée dans la région au cours de ce projet sera, nous l'espérons, exportée ailleurs au Québec et au Canada. Le site est devenu une plaque tournante pour les touristes et a permis de sensibiliser davantage les gens à l'importance de la conservation de la biodiversité, puisqu'elle est essentielle à la vie humaine. Nous avons démontré que la sensibilisation d'une communauté régionale à ce genre de problématique environnementale peut permettre des réalisations extraordinaires. ◀



Figure 4. Clôture de déviation qui permet aux amphibiens d'être redirigés vers le tunnel.

Références

- BERGERON, D. et S. HOUE, 1998. Étude d'avant-projet sur la biodiversité du lac Brompton. Association pour la protection du lac Brompton, St-Denis-de-Brompton, 32 p.
- COOK, F.R., 1984. Introduction aux amphibiens et reptiles du Canada. Musée national des sciences naturelles et Musées nationaux du Canada, Ottawa, 211 p.
- JACKSON, S.D., 1999. Overview of transportation-related wildlife problems. Dans: EVINK, G.L., P. GARRETT et D. ZEIGLER (édit.). Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, 13 au 16 septembre 1999, Missoula, Montana. International Conference on Wildlife Ecology and Transportation (ICOET), Raleigh, sans pagination.
- JACKSON, S.D. et T.F. TYNING, 1989. Effectiveness of drift fences and tunnels for moving spotted salamanders *Ambystoma maculatum* under roads. Dans: LANGTON, T.E.S. (édit.). Amphibians and Roads. Proceedings of the toad tunnel conference, 7 et 8 janvier 1989, Rendsburg. ACO Polymer Products, Shefford, p. 93-99.
- JACKSON, S.D. et C.R. GRIFFIN, 1998. Toward a practical strategy for mitigating highway impacts on wildlife. Dans: EVINK, G.L. (édit.). Proceedings of International Conference on Wildlife Ecology and Transportation, 9 au 12 février 1998, Fort Myers, Florida. International Conference on Wildlife Ecology and Transportation (ICOET), p. 17-22.
- LANGTON, T.E.S., 1989a. Amphibians and roads: Proceedings of the Toad Tunnel Conference. ACO Polymer Products, Shefford, 202 p.
- LANGTON, T.E.S., 1989b. Tunnels and temperature: results from a study of a drift fence and tunnel system at Henley-on-Thames, Buckinghamshire, England. Dans: LANGTON, T.E.S. (édit.). Amphibians and roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference, 7 et 8 janvier 1989, Rendsburg. ACO Polymer Products, Shefford, p. 145-152.

Des passages à gibier à la Trame Verte et Bleue : 50 ans d'évolution pour atténuer la fragmentation des milieux naturels en France

Jean Carsignol

Résumé

Les premiers passages pour le gibier sont construits, en France, dans les années 1960. Dès 1980, les espèces gibiers ne sont plus les seules considérées et les caractéristiques des passages s'améliorent. À partir de 2007, « le Grenelle de l'environnement », une initiative gouvernementale, va placer la conservation de la biodiversité et la lutte contre la fragmentation du territoire au rang de priorité nationale, avec en toile de fond un ambitieux projet de réseaux écologiques. Ce projet porte le nom de Trame Verte et Bleue. Cette situation nouvelle se traduit par des pratiques innovantes en matière de construction des passages à faune et l'émergence d'une politique de requalification des infrastructures existantes. Dans cet article, l'auteur présente un bilan de l'évolution des mesures destinées à éviter ou réduire la fragmentation des milieux ainsi que le concept de Trame Verte et Bleue.

MOTS CLÉS : fragmentation, passages à faune, requalification, réseaux écologiques, Trame Verte et Bleue

Les réseaux français de transport terrestre

La France possède un réseau de transport terrestre étendu, avec une densité de routes élevée. Au cours des 30 dernières années, le réseau autoroutier s'est considérablement étendu, passant de 170 km en 1960 à 11 000 km en 2010, dont 8 200 km gérés par des entreprises privées. Le développement de ce réseau arrive toutefois à son terme. À l'horizon 2020, on prévoit de construire seulement 730 km supplémentaires. Le Schéma national des infrastructures de transport (MEDDTL, 2011) donne ainsi la priorité à l'amélioration du réseau existant et au développement de modes de transport alternatifs à la route et à l'aérien. En revanche, le réseau ferroviaire à grande vitesse va doubler, avec 2 400 km de nouvelles lignes à grande vitesse à l'horizon 2020, et 1 640 km supplémentaires en 2030. Le réseau national de transport change de nature et s'adapte aux objectifs du développement durable.

La fragmentation du territoire et la diminution des habitats naturels

Le développement des réseaux de transport a comme corollaire une fragmentation des habitats fauniques. La France est un pays très fragmenté puisque les deux tiers du pays sont bien pourvus en espaces naturels terrestres non fragmentés alors que le dernier tiers est pauvre en espaces naturels non fragmentés. En effet, le tiers nord-ouest du pays offre peu ou pas d'habitats naturels supérieurs à 100 km² d'un seul tenant (figure 1).

Entre 1994 et 2004, la France a perdu 60 000 ha d'espaces de nature et d'espaces agricoles. C'est l'équivalent, en 10 ans, d'un département français comme la Savoie. L'étalement urbain progresse sur la même période de 15 %. La perte d'habitats et la fragmentation réduisent la viabilité des espèces. Ces phénomènes sont à mettre en parallèle avec la théorie des îles développée par Wilson et Mac Arthur (1967).

La fragmentation évoque désormais une réalité qui n'est plus contestée. L'année 2010, consacrée au niveau mondial à la biodiversité, a permis de communiquer efficacement sur les conséquences de la fragmentation. La connaissance s'améliore. En 10 ans, le développement d'outils, de méthodes et d'aménagements visant à réduire les impacts de la fragmentation a progressé davantage que durant les 3 décennies précédentes. Ces progrès permettent de valider un certain nombre de données empiriques sur le fonctionnement des passages pour la faune ou de confirmer la vulnérabilité des populations isolées à petits effectifs qui ne pourront se maintenir à long terme que si la connectivité assure le fonctionnement des méta-populations.

La protection des espèces, des habitats et des réseaux écologiques

La protection de la nature en France s'organise véritablement à partir de 1976 avec la « Loi relative à la protection de la nature » qui établit une liste d'espèces protégées à l'échelle nationale et régionale, et formalise la procédure d'étude d'impacts (tableau 1). Très vite, les spécialistes soulignent l'insuffisance de ces mesures et suggèrent de protéger les habitats de la flore et de la faune sauvage. Ces principes se traduisent, en Europe, par l'adoption des directives « Oiseaux » (Parlement européen, 1979) puis « Habitats » (Parlement européen, 1992). Ces politiques de protection des espèces et des habitats sont indispensables mais s'avèrent insuffisantes. Elles ont abouti, en France, à la

Jean Carsignol est ingénieur écologue et expert en biodiversité pour le Centre d'études techniques de l'équipement de l'Est du ministère de l'Écologie et du Développement durable de France.

jean.carsignol@equipement.gouv.fr

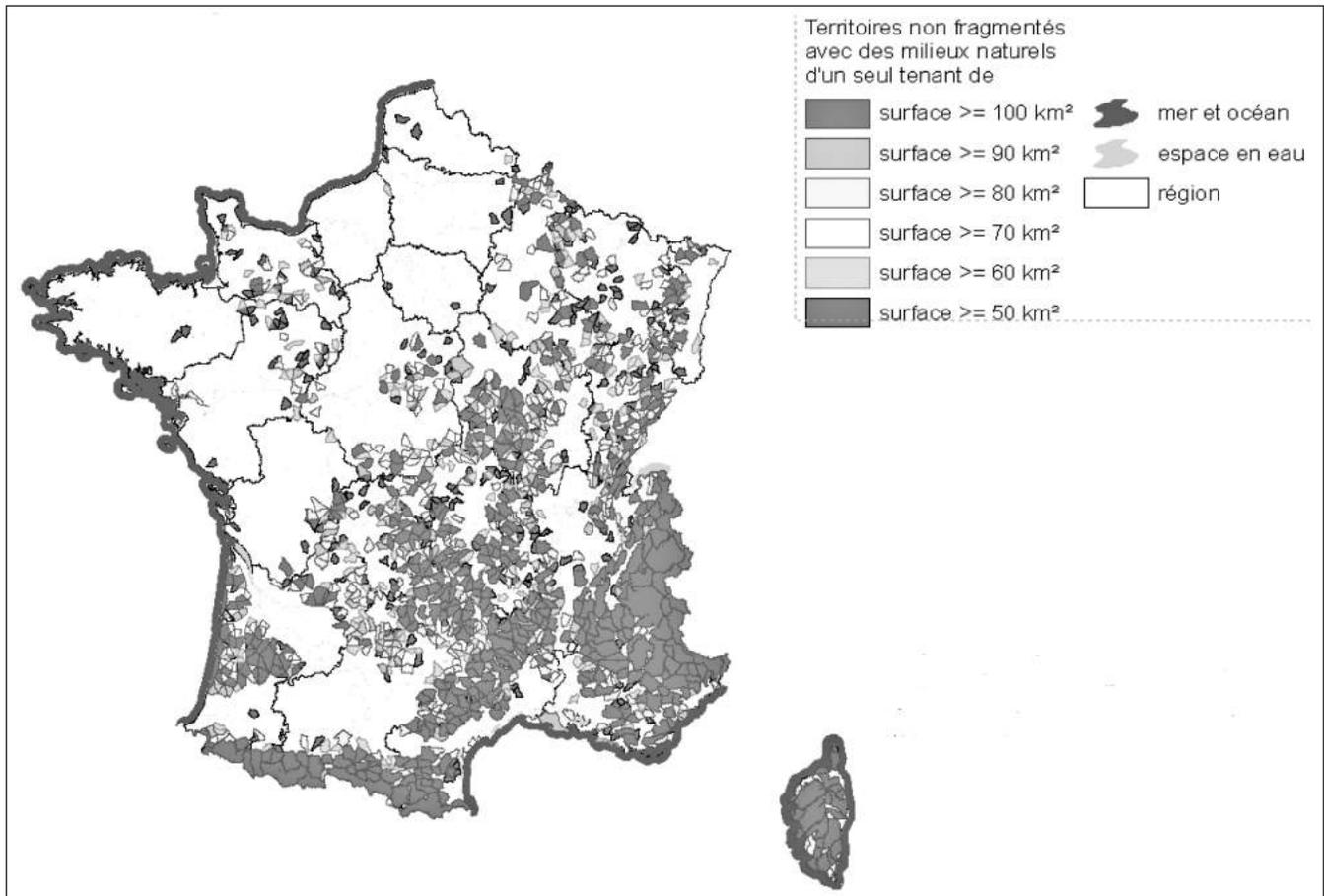


Figure 1. Espaces naturels non fragmentés (Deshayes, 2007).

création d'un petit nombre d'îlots de nature protégée dans des territoires de plus en plus artificiels et fragmentés. Un pas supplémentaire doit être franchi pour mettre en réseau ces îlots de biodiversité (tableau 1).

D'une écologie patrimoniale fondée sur les espèces et les espaces protégés, on évolue vers une écologie fonctionnelle basée sur la mise en réseau des réservoirs de biodiversité. Au niveau européen, plusieurs initiatives concrètes sont à mettre au crédit de différents pays ou d'organisations supranationales.

Toutes développent un réseau écologique basé sur la théorie des îles, le maintien de zones centrales de biodiversité (le plus souvent protégées), et la mise en place de zones de connexion.

Durant les années 1990, les Polonais planifient un maillage écologique avec des projets de larges corridors forestiers reliant l'Estonie, la Lituanie, la Biélorussie et la Pologne. En 1992, la Directive européenne « Habitat » initie le réseau « Natura 2000 », commun aux 21 États membres de l'Union européenne. Pour leurs concepteurs, ce réseau

Tableau 1. Chronologie des événements destinés à assurer la protection des espèces, des habitats et des réseaux écologiques en France.

Conservation des espèces
1976: Loi relative à la protection de la nature (liste d'espèces protégées)
Conservation des espaces
1979: Directive européenne « Oiseaux »
1992: Directive européenne « Habitats »
1992: Convention internationale sur la diversité écologique, Sommet de la Terre de Rio de Janeiro
Conservation des réseaux écologiques
1995: Directive « Habitat »: constitution du réseau Natura 2000 (validation pour la France en 2007)
1995: Conseil de l'Europe: stratégie paneuropéenne sur la diversité biologique et le paysage (approbation de la convention de Rio de Janeiro)
2004: Stratégie française pour la biodiversité. Objectif: stopper la perte de la biodiversité en 2010
2007: Trame Verte et Bleue. Initiative gouvernementale pour mettre en œuvre la stratégie pour la biodiversité

connecte les noyaux de biodiversité représentatifs des habitats européens. Le réseau se constitue progressivement. En 1995, les États européens adoptent la Stratégie paneuropéenne pour le maintien de la diversité biologique et paysagère avec 3 objectifs : stopper l'érosion de la biodiversité, renforcer la cohérence écologique des territoires, assurer la prise de conscience et la participation des citoyens au maintien de la biodiversité.

Les réseaux écologiques se développent également à l'échelle de grandes unités biogéographiques : la Convention alpine regroupe 7 États et se fixe pour objectif la constitution d'un réseau écologique dans les Alpes via son « Protocole pour la conservation de la nature et des paysages ». En Suisse, le bureau d'études Econat contribue, en 2004, à améliorer et vulgariser la cartographie du Réseau écologique national. Ce dernier sert de référence à la France. Il identifie 51 points de rupture de corridors écologiques d'importance nationale. Douze de ces points de conflits ont été effacés par des aménagements. En France, les premières initiatives viennent des départements et des régions. L'Isère adopte son réseau écologique départemental en 2001. L'Alsace établit son réseau écologique en 2003 et ce réseau prend le nom de Trame Verte. Les réseaux sont d'abord déclinés au niveau des régions qui font figure de pionnières puis, au niveau des départements.

Le réseau écologique national : la Trame Verte et Bleue

Durant la décennie 1995-2005, des initiatives se développent à différents niveaux ; région, département, plus rarement au niveau communal ou groupement de communes. À l'origine, ce sont les collectivités qui ont initié les réseaux écologiques avec des organisations non gouvernementales telles que la dynamique Fédération des Parcs naturels régionaux de France, impliquée très tôt dans la démarche d'identification des réseaux écologiques dans les territoires des parcs.

L'État français ne pouvait pas rester simple spectateur. Il s'engage tardivement mais résolument, en 2007, dans la constitution de son réseau écologique. Le réseau écologique français sera dénommé officiellement « Trame Verte et Bleue » (TVB). Un comité opérationnel (COMOP) est mis en place avec un mandat de 2 ans pour préparer un cadre législatif et opérationnel pour la mise en œuvre de la TVB. Il réunit les associations de protection de la nature, les associations et syndicats professionnels, les administrations, le Muséum national d'Histoire naturelle, les élus (assemblées des départements et des régions de France). Malgré la diversité des acteurs, un consensus est obtenu sur la nécessité de mise en réseau des espaces protégés et sur la nécessité de protéger les espèces patrimoniales menacées. Cependant, les espèces et les espaces ordinaires reçoivent aussi une attention particulière en considérant que, si aucune précaution n'est prise, les espèces banales d'aujourd'hui seront les espèces rares de demain. C'est la première fois, en France, que des textes de portée

réglementaire évoquent la situation des espèces et des espaces dits ordinaires.

Entre 2007 et 2010, l'État engage l'ensemble de ses services pour promouvoir la TVB. Le Parlement adopte 2 lois. La première (loi « Grenelle 1 »), dite de programmation, adoptée en 2009 fixe pour objectif la création de la TVB à l'horizon 2012. La seconde (loi « Grenelle 2 »), adoptée en juillet 2010, est une loi d'application portant sur un engagement national pour l'environnement. Cette loi ouvre différents chantiers (bâtiments, énergie, transport, biodiversité). Pour le volet biodiversité, le préambule précise : « les politiques traditionnelles de protection sont insuffisantes », il est nécessaire de « raisonner en termes de maillage des écosystèmes », et d'« intégrer la biodiversité ordinaire ». Les objectifs de la loi Grenelle 2, en termes de biodiversité, visent à assurer le bon fonctionnement des écosystèmes, réduire la consommation de l'espace et élaborer la TVB d'ici 2012.

L'ambition de la TVB est de réduire la fragmentation des habitats, permettre le déplacement des espèces, faciliter les échanges génétiques et préparer l'adaptation des espèces de la flore et de la faune aux changements climatiques. Le cadre opérationnel s'organise selon 3 niveaux. Au niveau national, un comité élabore les choix stratégiques ainsi que des guides méthodologiques et techniques pour faciliter la mise en œuvre de la TVB. Au niveau régional, on met en place le Schéma régional de cohérence écologique (SRCE), dressé à l'échelle 1/100 000, avec un co-pilotage État-Région. Un comité régional TVB est mis en place sous l'autorité des préfets et des présidents de chaque région de France. Les comités régionaux TVB se caractérisent par la mixité des partenaires réunis (élus régionaux et départementaux, communes et groupements de communes, parcs naturels nationaux et régionaux, etc.).

Au niveau local, le SRCE est intégré dans les documents d'urbanisme et les projets opérationnels. La loi rend obligatoire le SRCE. L'État assure une cohérence nationale entre les régions quant au choix des espèces cibles et des habitats à prendre en considération lors de la définition de la TVB. Les acteurs régionaux sont libres de recourir à la méthode la mieux adaptée à leur territoire et aux données disponibles.

Le COMOP expose les bases scientifiques, fournit un cadre méthodologique et produit 4 guides : enjeux et principes de la TVB, appuis méthodologiques à l'élaboration de la TVB dans les régions, prise en compte de la TVB dans les infrastructures de transport, et TVB et urbanisme. Le dispositif de la TVB comprend : des zones nodales de biodiversité correspondant à des espaces protégés, des espaces inventoriés et des espaces reconnus comme essentiels pour la biodiversité (zones de développement), des zones d'extension des réservoirs de biodiversité, des continuums (sous-trame forestière, des prairies, des milieux thermophiles, etc.) et des corridors écologiques permettant de relier ces espaces (figure 2).

Le SRCE est cartographié à l'échelle 1/100 000. Il comprend les éléments du réseau écologique (réservoirs de biodiversité, zones d'extension, corridors), les continuités écologiques, les discontinuités naturelles et artificielles et

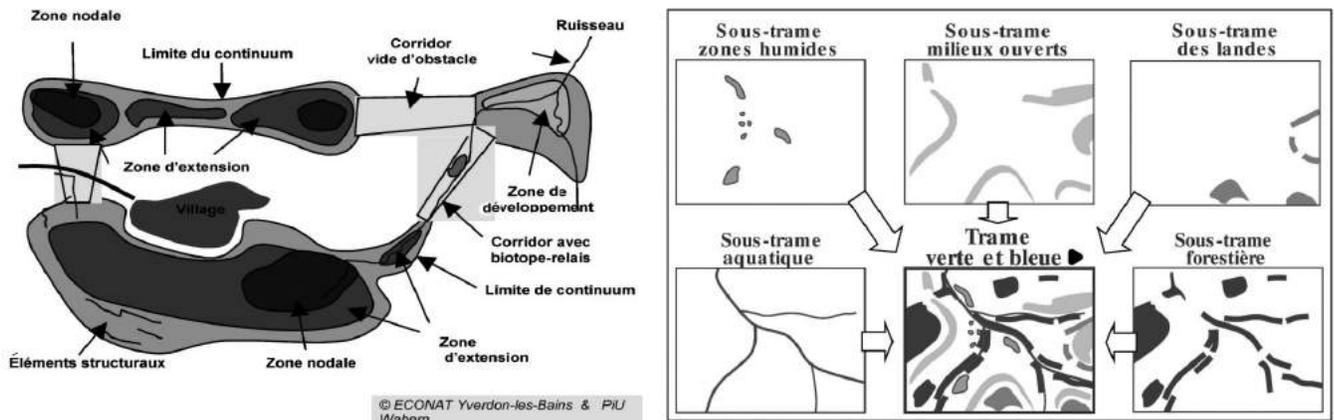


Figure 2. Dispositif de la Trame Verte et Bleue et sous-trames; la Trame Verte correspond aux écosystèmes terrestres et la Trame Bleue aux cours d'eau et aux zones humides (COMOP, 2010).

les zones de conflits (points de rupture avec l'urbanisme, l'agriculture intensive ou les infrastructures). La TVB élaborée dans les régions n'est pas coercitive. La prise en compte concrète de la TVB relève plutôt d'un processus incitatif ou contractuel. On fait appel à l'éco-responsabilité des maîtres d'ouvrage sans contraindre par voie réglementaire.

Les passages pour la faune : un outil pour rétablir la TVB

Dans le contexte de la TVB, les passages pour la faune trouvent une nouvelle légitimité. Ils réduisent la fragmentation, maintiennent le fonctionnement en méta-populations, rétablissent les accès aux habitats et aux ressources. Ils assurent la dispersion et la migration des espèces et réduisent les collisions.

Typologie des passages

Les informations contenues dans cette section sont tirées de SETRA (2005). Les premiers passages pour la faune sont anciens (1960). La première génération de passages s'intéresse au gibier. Les caractéristiques sont souvent inadaptées. La deuxième génération (1975-1985) s'améliore; les espèces ciblées sont plus nombreuses. Des erreurs d'implantation subsistent, les caractéristiques sont encore insuffisantes. La troisième génération développe les éco-ponts, les tranchées couvertes et les passages spécialisés pour amphibiens. Les bilans d'efficacité se généralisent et permettent de tester de nouveaux modèles. Une typologie des passages est élaborée selon leurs caractéristiques et leurs fonctions. Cette typologie offre l'avantage d'adopter un langage commun. Huit types d'ouvrages entrent dans cette typologie, du plus simple au plus ambitieux. La typologie intègre les passages spécifiques et les passages mixtes.

Les passages de type I sont les plus simples (buses ou dalots de petite taille) : peu coûteux, ils sont régulièrement utilisés par la petite faune ordinaire comme le blaireau (*Meles meles*), la martre (*Martes martes*) et le hérisson (*Erinaceus europaeus*), ou remarquable comme le chat sauvage (*Felis*

silvestris) et le vison d'Europe (*Mustela lutreola*). Les passages spécialisés pour amphibiens (type II) comprennent un dispositif de collecte et des traversées sous la chaussée. La France s'inspire très largement de l'expérience suisse avec un conduit pour les migrations aller, un autre pour les migrations retour, ou de l'expérience allemande avec un conduit unique de plus grande taille pour les 2 sens de la migration.

Les passages de type III (passages mixtes hydraulique-faune) offrent plusieurs configurations selon la taille du cours d'eau rétabli : des banquettes de 0,40 m pour les ruisseaux, de 1,50 m pour les cours d'eau modestes, des pieds secs de plusieurs mètres pour les grands cours d'eau, et des buses sèches si l'aménagement d'un pied sec est techniquement impossible. Les passages agricoles ou forestiers (type IV) sont des ouvrages supérieurs ou inférieurs mixtes qui rétablissent à la fois le passage des tracteurs agricoles ou forestiers et les traversées de la faune. Le rapport coût/efficacité pour la biodiversité est intéressant, mais ces passages ne remplacent pas les ouvrages spécifiques. Ils viennent en complément. Les passages de type V et VI sont des ouvrages spécifiques utilisables par différents groupes fauniques. Ces ouvrages supérieurs ou inférieurs sont utilisés par un grand nombre d'espèces : insectes, micro-mammifères, chauves-souris, amphibiens et reptiles, ongulés et grands prédateurs. Désormais, c'est la biodiversité dans sa globalité qui est visée. Les passages de type VII et VIII correspondent à des viaducs et des tranchées couvertes. Ils rétablissent de larges corridors écologiques utilisables sans restriction par un grand nombre d'espèces de la faune terrestre. La prédation ou la concurrence intraspécifique ne limite pas l'utilisation de ces ouvrages.

Recommandations : mixité, taille, fréquence des passages

D'un point de vue stratégique, le principe de rétablissement des continuités écologiques s'articule autour de 3 recommandations (voir SETRA, 2005 pour tous les détails). La première concerne la mixité des ouvrages. Elle est

obligatoire pour les ouvrages hydrauliques qui sont conçus pour garantir la libre circulation de la faune aquatique et de la faune terrestre ou semi-aquatique associée au cours d'eau. La mixité des passages agricoles et forestiers est également à rechercher. Ces ouvrages sont construits pour les agriculteurs et les forestiers. Les recommandations suggèrent d'éviter les trottoirs et chaussées revêtues qui limitent l'usage de ces passages par la faune terrestre.

La deuxième recommandation concerne la fréquence des passages. Dans les habitats ordinaires, il est souhaitable de prévoir un passage pour la grande faune tous les 3 à 5 km et une possibilité de passage pour la petite faune tous les 300 m en moyenne. Dans les réservoirs de biodiversité ou lorsque l'infrastructure fragmente un corridor d'importance régionale, la fréquence des ouvrages est à déterminer au cas par cas, et peut aller jusqu'à une possibilité de traversée tous les 30 m (p. ex. pour les amphibiens). Ces recommandations peuvent paraître excessives en termes de fréquence de passages mais, en réalité, les objectifs sont vite atteints si l'on raisonne de manière globale en intégrant dans le projet la totalité des ouvrages (hydrauliques, agricoles et forestiers) rendus utilisables par la faune.

Dans l'exemple présenté à la figure 3, le diagnostic écologique identifie un corridor local pour une espèce cible, le cerf. Un passage spécifique de type V de 12 m de large est aménagé pour rétablir un corridor local. La largeur retenue serait 25 m pour un corridor régional et 40 m pour un corridor national. Le diagnostic identifie également un cours d'eau. Il est rétabli avec 2 surlargeurs de 3 m pour le déplacement

de la faune terrestre associée au cours d'eau (passage de type III). Les agriculteurs demandent 2 rétablissements: un passage supérieur et un passage inférieur. Ils sont aménagés pour assurer une fonction faunique (passages de type IV). À ce niveau, on évalue les distances entre les passages et, si la distance entre 2 passages est supérieure à 300 m, un passage supplémentaire de type I est aménagé pour offrir une possibilité de traversée pour la petite faune tous les 300 m. En combinant les passages mixtes et spécifiques, on peut créer de la connectivité pour un coût raisonnable.

La troisième recommandation concerne la taille des ouvrages. Pour justifier des ouvrages de grande taille, on s'appuie sur une relation établie par les biologistes de la station ornithologique du Sempach en Suisse (Pfister, 1997) selon laquelle le nombre de traversées d'animaux s'accroît avec la largeur des passages jusqu'à environ 40 m, après quoi la relation atteint un plateau. Au-delà de cette largeur, le gain obtenu en termes de passages est faible et très coûteux.

Les passages de grandes dimensions offrent 2 avantages qui se traduisent par une efficacité accrue que l'on peut mesurer (p. ex. avec des pièges photographiques). Les grands passages limitent la prédation et la compétition entre individus de même espèce. Les tabliers de ces grands ouvrages permettent de créer de l'hétérogénéité et d'établir des micro-habitats correspondant aux exigences des espèces cibles que l'on souhaite voir passer. En effet, les surfaces disponibles permettent de créer des mares, des haies, des pelouses sèches, des pierriers formant des abris ou des structures favorisant le déplacement de la faune.

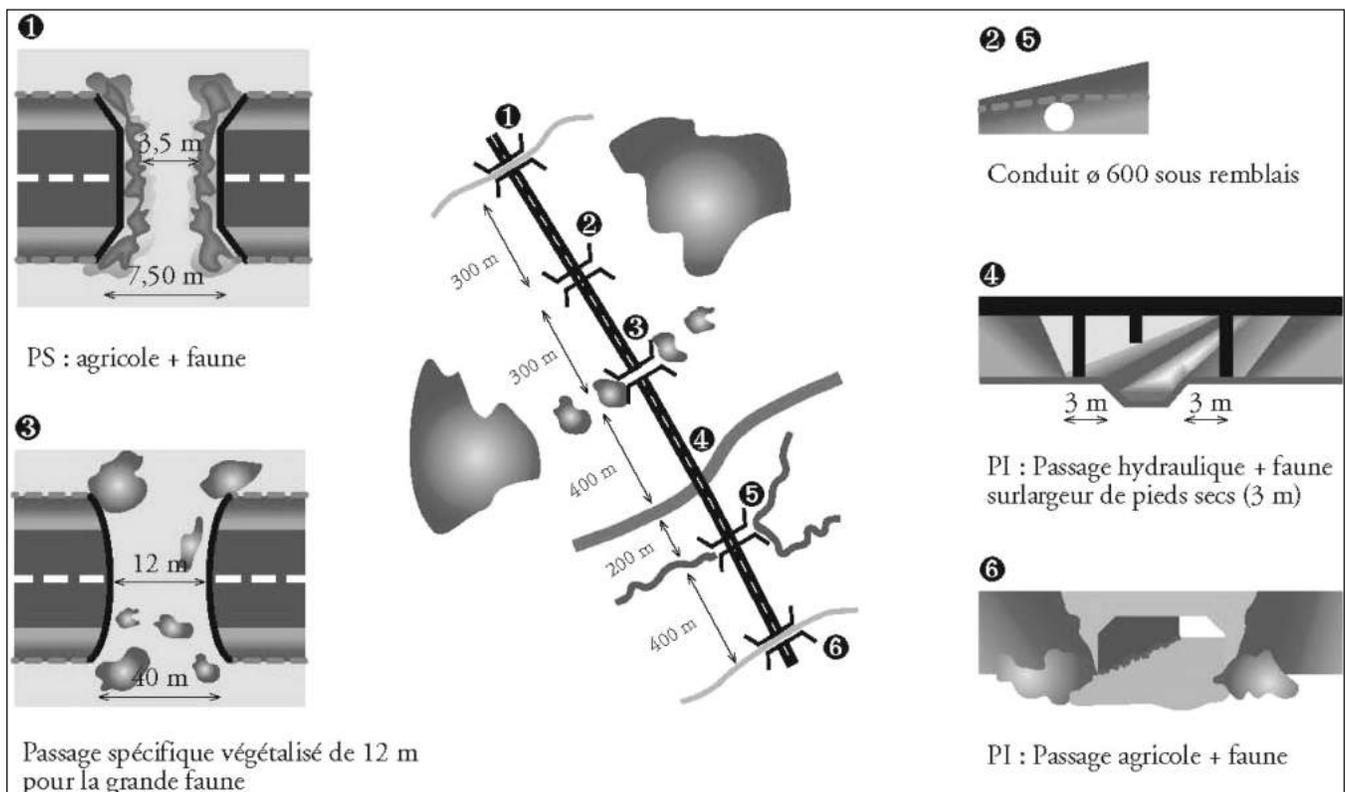


Figure 3. Aménagement global des transparences écologiques, inter-distance et complémentarité entre les différents types de passages à faune (SETRA, 2005).

Dans l'avenir : la requalification, vers une modernisation des réseaux intégrant la biodiversité

La requalification est une démarche nouvelle et récente. Le réseau routier est en voie d'achèvement. Il s'agit désormais de moderniser les anciennes autoroutes et d'effacer les ruptures de corridors qui, au moment de la construction de la voie, n'avaient pas été prises en compte soit par ignorance, soit parce que ce n'était pas une priorité. C'est à partir de 2009 que la France s'engage dans la voie de la requalification. Deux raisons justifient ce mouvement. La première est liée à l'établissement de la TVB. Pour rétablir un réseau écologique fonctionnel, une politique d'effacement des ruptures écologiques doit être engagée sur les infrastructures existantes. L'autre raison est liée à la crise économique de 2008-2009. En construisant des ouvrages pour la faune sur le réseau autoroutier national, on crée de l'activité en aménageant des ouvrages jusque-là inutilisables par la faune. La biodiversité devient une source d'investissement. Pour soutenir l'économie et créer des emplois, il est préférable de construire des passages là où ils font défaut plutôt que de créer des voies nouvelles qui aggraveraient la fragmentation du territoire. Deux exemples illustrent ce principe d'investissement dans le développement durable pour relancer l'économie.

Sur le réseau routier privé : le plan de relance est désigné « paquet vert autoroutier ». Il se déroule sur la période 2009-2012. En contrepartie d'un allongement de la concession d'une année, le concessionnaire investit dans le développement durable. C'est ainsi que la Société des autoroutes du sud de la France (ASF) consacre, sur la période 2009-2012, 470 millions € en faveur de l'amélioration de l'environnement

(protection des ressources en eau, protection acoustique, réduction des émissions de gaz à effet de serre) et de la biodiversité (15 millions €). La société d'autoroutes adopte une méthode d'analyse spatiale permettant de sélectionner 5 tronçons d'autoroutes sur lesquels seront réalisées des opérations de requalification. Des expertises biologiques sont mises en œuvre avec les acteurs locaux associatifs ou privés. Les moyens déployés sont importants (pièges, photos, enregistrements d'ultrasons, relevés des collisions, repérages télémétriques, captures d'oiseaux et d'insectes). Les aménagements sont en cours de réalisation (figure 4).

La société d'autoroutes expérimente, par exemple, l'éclairage d'un viaduc bas pour rétablir les traversées d'insectes volants et la mise en place de banquettes sur des ouvrages hydrauliques. Des suivis post-travaux accompagnent les aménagements. La société ASF souhaite poursuivre et étendre son programme de requalification avec des projets ambitieux tels que le rétablissement complet du corridor de la vallée du Rhône, interrompu par 4 infrastructures majeures formant des obstacles infranchissables pour la faune (une autoroute, une ligne ferroviaire à grande vitesse, une route nationale bidirectionnelle, et une route départementale). Ce type d'opération ne peut s'envisager que sur le moyen terme en rassemblant autour d'un même projet les collectivités locales, l'État et le Réseau ferré de France, responsable des voies ferrées (figure 5).

Sur le réseau autoroutier national, l'État prévoit un programme de modernisation des itinéraires routiers (PDMI 2009-2014) dans les régions. À titre d'exemple, le PDMI pour la région Alsace (280 km d'autoroutes) injecte 125 millions €, dont 4,5 millions pour le maintien de la biodiversité. L'exemple



Figure 4. Aménagements en cours de réalisation sur le réseau ASF (Cédric Heurtebise, direction technique de l'infrastructure, comm. pers.).



Figure 5. Réseau ASF; des requalifications ambitieuses sur le moyen terme (Cédric Heurtebise, direction technique de l'infrastructure, comm. pers.).

de la région Alsace illustre les politiques engagées par l'État dans le cadre des PDMI. La région Alsace compte 2 départements avec un linéaire de 180 km d'autoroutes. Le réseau est ancien. Tous les passages pour la faune ont été recensés (26, dont 15 passages pour la grande faune et 11 passages pour la petite faune). Ces passages sont à améliorer dans la majorité des cas et sont en nombre insuffisant pour assurer les connexions. Un diagnostic écologique précis est dressé : on identifie tous les ouvrages hydrauliques, agricoles et forestiers qui peuvent être requalifiés pour assurer une double fonction et créer des connexions là où elles font défaut. Cent six ouvrages peuvent ainsi participer à la défragmentation du réseau autoroutier. Ces ouvrages à requalifier sont hiérarchisés par ordre de priorité et leur transformation prendra plusieurs décennies. La requalification s'avère donc une voie intéressante pour répondre aux objectifs de la TVB, car elle permet d'améliorer le réseau écologique actuel en travaillant sur les infrastructures existantes.

Remerciements

L'auteur remercie Cécile Douay-Bertrand (CETE de l'Est) pour la mise en forme de cet article et du diaporama présenté lors du colloque « Route et Faune terrestre », Cédric Heurtebise (ASF) pour la mise à disposition d'informations relatives au Paquet vert autoroutier d'ASF, Yves Bédard (Transport Québec) et Jérôme Cavailles (SETRA) qui ont permis la participation du CETE de l'Est au colloque international « Routes et Faune terrestre », et Christian Dussault pour ses conseils et son aide pour la rédaction de cet article. ◀

Références

- COMOP, 2010. Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la mise en bon état des continuités écologiques. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, Paris, 74 p.
- DESHAYES, M., 2007. Réalisation d'une cartographie des espaces naturels terrestres non fragmentés. Territoires, Environnement, Télédétection et Information Spatiale. Montpellier, 2 p.
- MACARTHUR, R.H. et E.O. WILSON, 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 224 p.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT (MEDDTL), 2011. Schéma national des infrastructures de transport. Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, Paris, 192 p.
- PARLEMENT EUROPÉEN, 1979. Directive n°79/409 (CEE) du 20 avril 1979 concernant la conservation des oiseaux sauvages. J.O.C.E. L n°103/1 du 25 avril 1979, 19 p.
- PARLEMENT EUROPÉEN, 1992. Directive n°92/43 (CEE) du 21 avril 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. J.O.C.E. L n°206/7 du 22 juillet 1992, 44 p.
- PFISTER, H.P., V. KELLER, H. RECK et B. GEORGII, 1997. Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Schlussbericht. Forschung, Strassenbau und Verkehrstechnik 756. Bundesministerium für Verkehr, Bonn. 590 p.
- SETRA, 2005. Aménagement et mesures pour la petite faune. Collection les outils, Paris, 264 p.

L'impact des constructions routières sur la fragmentation du territoire en Suisse (1885-2002): quelles leçons retenir ?

Jochen A.G. Jaeger

Résumé

Les passages et les corridors fauniques suscitent un intérêt croissant au Canada, où il existe un besoin grandissant pour de telles infrastructures. On assiste aujourd'hui à une hausse constante du taux de fragmentation du territoire, causée notamment par la construction de routes. Ces constructions menacent la survie de plusieurs espèces animales, d'où l'importance d'adopter des mesures préventives lors de l'aménagement du territoire. La Suisse, contrairement au Québec, est avancée dans la réalisation de telles mesures: ce pays a instauré sur son territoire un réseau de corridors fauniques protégés. Le présent article résume les recommandations qui se sont dégagées d'une récente étude du morcellement des écosystèmes helvétiques de 1885 à 2002.

MOTS CLÉS : biodiversité, corridors fauniques, passages à faune, perméabilité des infrastructures routières, viabilité des populations animales

Introduction

La fragmentation des paysages canadiens ne cesse d'augmenter. C'est pourquoi les passages et les corridors fauniques ainsi que les systèmes de surveillance de la biodiversité suscitent un intérêt croissant au Canada. Dans ce domaine, le cas de la Suisse est exemplaire: on y a construit les premiers passages fauniques dans les années 1990.

Un projet visant à limiter la fragmentation territoriale

Dès les débuts du projet de quantification de l'état de la fragmentation territoriale suisse, les chercheurs ont identifié 6 types de barrières paysagères: les zones urbaines, les routes primaires, secondaires et tertiaires, les chemins de fer et les montagnes de plus de 2 100 m (Bertiller et collab., 2007; Jaeger et collab., 2007). Il subsistait des parcelles vierges de milieu naturel de différentes tailles dans ce réseau de barrières, et ces secteurs ont été observés à partir de 1885 afin d'y suivre l'évolution de la fragmentation (figure 1). Aujourd'hui, les zones urbaines se sont multipliées, et les réseaux routier et ferroviaire se sont beaucoup étendus. Par conséquent, les parcelles subsistantes dans le réseau sont beaucoup plus petites qu'auparavant. De plus, les animaux sont confinés à des espaces de plus en plus restreints.

La « densité effective de mailles » (s_{eff}) permet de quantifier le degré de fragmentation d'un territoire donné (Jaeger, 2000; Jaeger et collab., 2008, 2011). Plus un paysage est fragmenté, plus la densité effective de mailles est élevée. La notion de densité effective de mailles a été élaborée à partir du concept de connectivité du paysage, qui correspond au degré selon lequel un paysage permet ou restreint le mouvement des animaux (Taylor et collab., 1993). La densité effective de mailles s'illustre en superposant un quadrillage régulier sur la carte

géographique où la taille de chaque carré représente la largeur effective de maille, m_{eff} (encadré 1). Les données indiquent que le degré de fragmentation du paysage a augmenté de 230 % au cours des 120 dernières années en Suisse (figure 1).

Restauration du système national de corridors fauniques

Lorsque les premières études d'impact des routes sur l'environnement ont été effectuées en Suisse, les planificateurs et les écologistes ont réalisé que le réseau routier isolait des parcelles de forêt. En outre, les mesures de compensation ou d'atténuation mises en place pour contrer cet effet néfaste étaient insuffisantes. Depuis les années 1980, plusieurs études ont permis de sensibiliser les planificateurs en transport à ce problème (p. ex. Burnand et collab., 1986; Société suisse de biologie de la faune, 1995). Parmi les études menées, l'une d'entre elles proposait une estimation des coûts engendrés par les effets collatéraux de la circulation automobile et ferroviaire. On estimait que les coûts externes associés à l'effet de barrière causé par la circulation représentaient entre 264 et 746 millions de francs suisses par année au total, et le montant le plus important de cette somme était de loin attribuable aux routes (Office fédéral du développement territorial, non daté). En 1999, à la suite du congrès « Faune et trafics » tenu à Lausanne, un recensement des connaissances disponibles à ce jour sur le thème de la fragmentation du paysage a été produit (École polytechnique fédérale de Lausanne-Laboratoire des voies de circulation, 1999). Puis, en 2001, Holzgang et collab. ont

Jochen Jaeger est professeur adjoint au Département de géographie, urbanisme et environnement à l'Université Concordia. Ses travaux portent sur la fragmentation du paysage, l'écologie routière et l'étalement urbain.

jjaeger@alcor.concordia.ca

publié les résultats de leur étude sur les corridors fauniques dans laquelle ils évaluèrent tous les corridors fauniques faisant partie du réseau national. Parmi les 303 corridors d'importance nationale, l'étude a permis de déterminer que 28 % étaient alors intacts, 56 % perturbés et 16 % rompus. En comparant le réseau national de corridors fauniques aux lignes de rupture causées par les routes primaires, secondaires et tertiaires, on a observé la présence de conflits territoriaux entre les corridors fauniques et les infrastructures routières (Bertiller et collab., 2007). Par conséquent, l'Office fédéral des routes (OFROU) et l'Office

fédéral de l'environnement (OFEV) ont uni leurs efforts afin de restaurer le réseau national de corridors fauniques de la Suisse. Le pays compte actuellement 35 grands passages fauniques (figure 2) auxquels on est en train d'ajouter 40 nouveaux grands passages (Holzgang et collab., 2005 ; Righetti, 2008). Pour soutenir le projet et en assurer sa mise en place, chaque canton a établi les plans détaillés des mesures à prendre et des corridors fauniques à implanter dans son territoire.

La largeur des passages fauniques était l'élément le plus important à considérer pour assurer l'efficacité du réseau de

corridors fauniques. En se basant sur les données empiriques disponibles, les planificateurs ont convenu qu'il était nécessaire de prévoir une largeur minimale de 50 m pour les passages fauniques dédiés et de 100 m pour les passages multifonctionnels (Pfister et collab., 2002).

Recommandations dégagées de l'expérience suisse

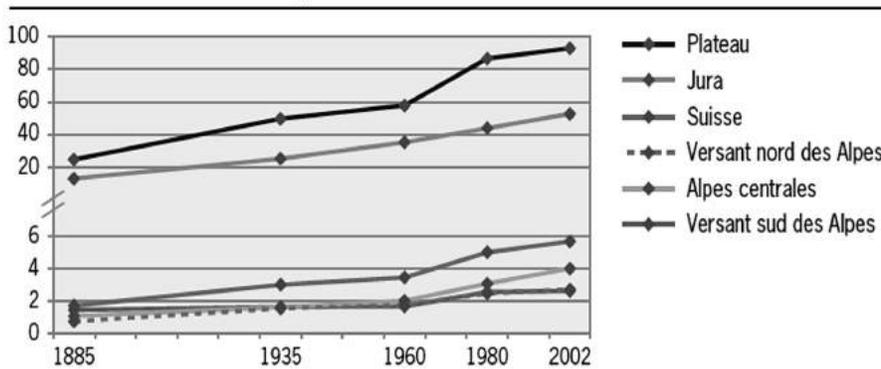
Méconnaissance des seuils de dégradation de la viabilité des populations animales

À ce jour, nous ne disposons d'aucune donnée concernant les différents seuils de détérioration de la viabilité des populations animales (figure 3). Par conséquent, il importe de prendre davantage de précautions lors des planifications territoriales, afin de prévenir le déclin subit d'une espèce.

La viabilité des populations ne diminue pas de façon linéaire avec l'ajout de voies routières à un paysage: elle atteint plutôt un seuil où se produit un changement subit de la viabilité (Jaeger et Holderegger, 2005 ; Robinson et collab., 2010). Or, à ce jour, nous n'avons pas suffisamment de données pour identifier ces seuils critiques. Cette lacune pose problème, car elle met en évidence notre méconnaissance des répercussions réelles du développement territorial sur les populations animales. Ainsi, le déclin d'une population animale pourrait survenir de façon inattendue, ne serait-ce que par l'ajout d'une seule route, dans le cas où celle-ci engendre le dépassement de la valeur seuil de cette population.

Morcellement du paysage en dessous de 2100 m (surfaces terrestres)

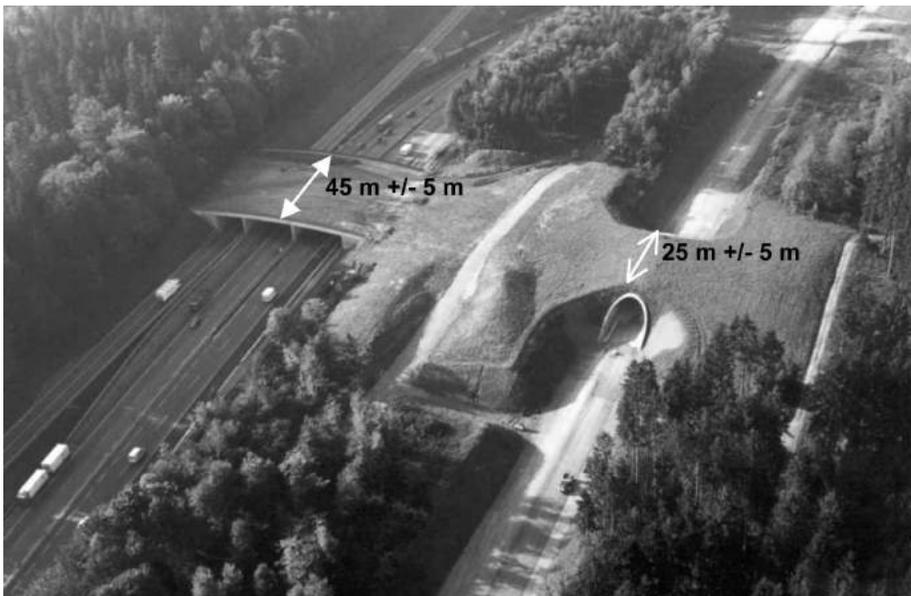
Densité effective de mailles s_{eff}



Exemple de lecture: La densité effective de mailles s_{eff} (soit le nombre effectif de mailles sur une surface de 1000 km²) exprime la probabilité que deux points choisis au hasard soient séparés par des obstacles (p. ex. rues ou éléments bâtis). Plus s_{eff} est élevé, plus le degré de morcellement du territoire est grand.

Source: Jaeger, J., Bertiller, R., Schwick, C. (2007): Morcellement du paysage en Suisse – Analyse du morcellement 1885-2002 et implications pour la planification du trafic et l'aménagement du territoire, version succincte, Office fédéral de la statistique © OFS

Figure 1. Présentation de l'évolution de la fragmentation du paysage en Suisse depuis 1885 par l'Office fédéral de la statistique dans leur publication « L'environnement suisse: Statistique de poche » destinée au grand public (Office fédéral de la statistique, 2007).

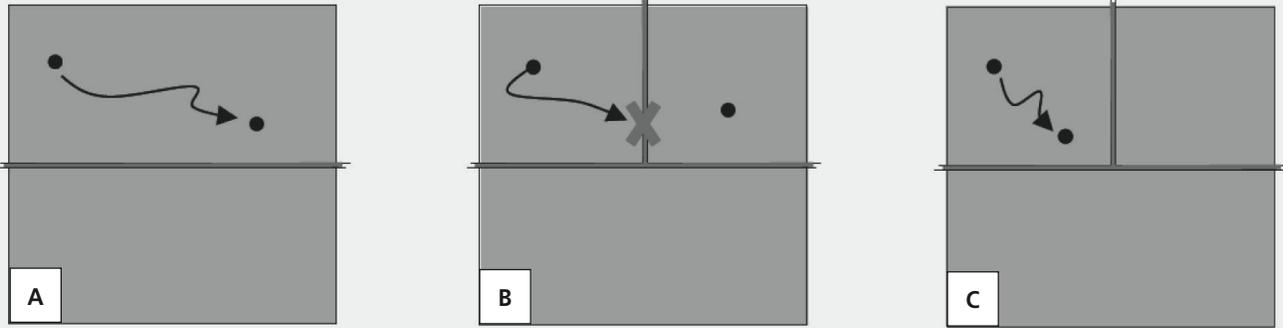


Martin Frick

Figure 2. Exemple d'un lien créé pour maintenir la connectivité d'un corridor faunistique près de Birchwald/Berne.

Encadré 1 : Définition de la densité effective de mailles (s_{eff}) et de la largeur effective de maille (m_{eff})

La fragmentation du paysage implique une réduction de la connectivité. La définition de la largeur effective de maille (m_{eff}) repose sur la probabilité que deux points choisis au hasard soient situés dans une surface commune sans être séparés par un obstacle infranchissable (a). Lorsqu'une nouvelle route est bâtie, la connectivité entre ces deux points est perdue (b).



Plus il y a de barrières sur le territoire, plus le nombre de points interconnectés est faible (c), et plus la largeur effective de maille est petite (Jaeger, 2000). S'ils se trouvent dans la même parcelle, les animaux sont en mesure de se déplacer d'un lieu à un autre. Par contre, s'ils ne se trouvent pas dans la même parcelle, il se peut que l'animal ne puisse se rendre jusqu'à l'autre parce qu'il est tué sur la route ou qu'une barrière l'en empêche. Il est donc possible de calculer la probabilité que deux individus de la même espèce se rencontrent et se reproduisent. La formule est la suivante :

$$m_{eff} = \left(\left(\frac{A_1}{A_{total}} \right)^2 + \left(\frac{A_2}{A_{total}} \right)^2 + \left(\frac{A_3}{A_{total}} \right)^2 + \dots + \left(\frac{A_n}{A_{total}} \right)^2 \right) \cdot A_{total} = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^n A_i^2$$

où n représente le nombre de parcelles, A_1 à A_n l'aire des parcelles, et A_{total} l'aire totale du paysage examiné. La première partie de la formule calcule la probabilité que deux points choisis au hasard fassent partie de la même parcelle. La deuxième partie, en multipliant la probabilité initiale par l'aire totale du paysage (A_{total}) permet d'obtenir la surface d'une maille, c'est-à-dire la surface moyenne sur laquelle les animaux peuvent se déplacer sans rencontrer d'obstacles. Les mailles peuvent ensuite être comparées aux mailles d'autres territoires (Bertiller et collab., 2007).

Nous pouvons aussi estimer le nombre de mailles présentes à l'intérieur d'une parcelle de 1 000 km². Ce nombre correspond à la densité effective de mailles (s_{eff}). Elle peut être déterminée très simplement à partir de la largeur effective de maille : il suffit de calculer combien de fois celle-ci est comprise sur une surface de 1 000 km². La formule est la suivante :

$$s_{eff} = \frac{1000 \text{ km}^2}{m_{eff}} \cdot \frac{1}{1000 \text{ km}^2} = \frac{1}{m_{eff}}$$

Par exemple, pour une largeur effective de maille (m_{eff}) de 25 km², la densité effective de mailles qui lui correspond est : $s_{eff} = 1 \text{ maille}/25 \text{ km}^2 = 40 \text{ mailles pour } 1000 \text{ km}^2$. Les deux valeurs contiennent donc la même information sur le paysage, mais la densité de mailles est plus appropriée pour l'identification de tendances.

L'équation générale de la largeur effective de maille correspond à la somme des carrés de toutes les parcelles restantes dans le paysage divisée par la taille totale du territoire. Il est possible de calculer cette valeur pour n'importe quel territoire en utilisant un système d'information géographique (SIG).



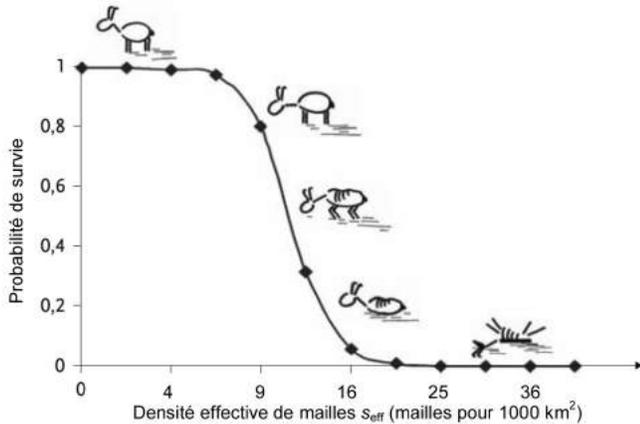


Figure 3. Illustration théorique de la relation existant entre la fragmentation du territoire et la viabilité des populations animales (adaptation de Jaeger et Holderegger, 2005). La position du seuil de dégradation dépend de la quantité et de la qualité d'habitat qui est disponible dans le paysage, ainsi que de l'intensité de l'effet de barrière. Quelle est la proportion des animaux qui évitent la route ? Combien de fois tentent-ils de traverser la route, et combien d'entre eux sont tués en essayant de le faire ? Ces paramètres fluctuent en fonction de l'espèce et de la densité de la circulation sur les routes.

La « dette d'extinction »

Les délais au terme desquels les populations animales réagissent à la fragmentation de leur habitat sont en général considérables. Il faut attendre plusieurs années, voire des décennies, avant que les effets réels associés au morcellement de l'habitat, tout comme la mortalité causée par la circulation elle-même, soient observables à la suite de la fragmentation d'un territoire (figure 4 ; Findlay et Bourdages, 2000). Les conséquences tangibles de la réduction de la connectivité entre les différentes aires fauniques se manifestent donc à la suite d'un temps plus ou moins long. Après ce délai, la population commence à devenir vulnérable : elle décline et présente de plus grandes fluctuations relatives menant finalement à sa disparition. Tilman et collab. (1994) ont nommé ce phénomène la « dette d'extinction » des paysages. Cela correspond au nombre de populations animales qui occupent un territoire et qui sont appelées à disparaître dans les prochaines décennies en raison des changements apportés à ce territoire.

L'application du principe de précaution

Étant donné la méconnaissance des seuils de détérioration de la viabilité des populations animales associées à la densification des routes, et donc des délais de réaction des différentes espèces à la fragmentation de leur territoire, le principe de précaution doit primer dans l'élaboration des projets routiers, urbanistiques et miniers. Plutôt que d'attendre encore 15 ou 20 ans, jusqu'à ce que la recherche identifie les seuils de détérioration des groupes d'animaux, il est impératif de limiter la construction de routes sur le territoire canadien.

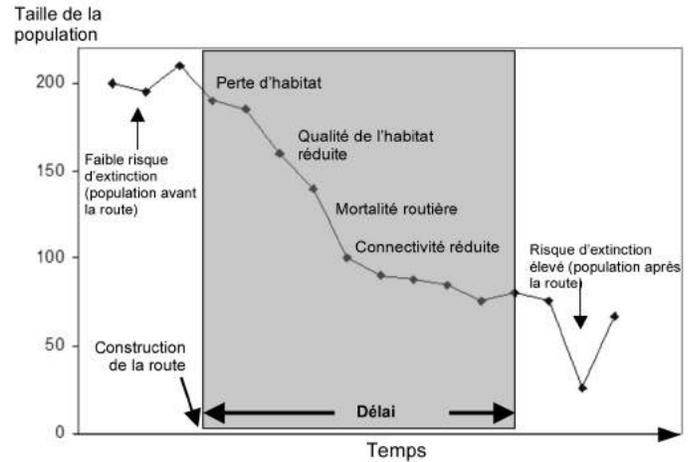


Figure 4. Les 4 principaux impacts écologiques de la présence des routes sur les populations animales et leurs délais d'apparition (représentés par la zone en gris). Lorsque ces 4 conséquences deviennent effectives sur le terrain, souvent après plusieurs décennies, la taille de la population est déjà plus petite et la variation relative de la taille de la population est plus prononcée. Cela indique que la population devient vulnérable. (Tiré de Forman et collab., 2003.)

Alors que les mesures entreprises par les autorités pour atténuer les effets dévastateurs des constructions routières sur la biodiversité sont encore aujourd'hui essentiellement réactives, il est urgent de faire valoir de nouvelles méthodes de conservation davantage proactives où la vigilance serait de mise. Ce principe est désormais courant dans les politiques environnementales européennes. Quant au gouvernement canadien, il précise dans sa législation qu'on ne peut « [...] invoquer l'absence de certitude scientifique complète pour différer les décisions comportant un risque de préjudice grave ou irréversible » (Gouvernement du Canada, 2003).

Les systèmes d'évaluation

L'élaboration de systèmes d'évaluation de l'état de la biodiversité est plus que jamais nécessaire, afin de pallier le manque de connaissance des impacts causés par les modifications territoriales des dernières décennies. L'objectif est de mieux comprendre les processus environnementaux et territoriaux pour mieux agir à l'avenir, de manière plus concertée et plus crédible. Beaucoup de pays ont entrepris de pareilles démarches. À ce titre, le système de suivi de la biodiversité en Suisse (BDM) vise à évaluer l'impact réel du développement routier et urbain sur l'environnement. Le système de surveillance comprend 32 indicateurs au total et l'un d'entre eux sert à mesurer le « morcellement du paysage » (Confédération suisse, 2011).

Suivre l'évolution du taux de fragmentation d'un territoire permet de connaître l'évolution de la situation sur ce territoire, d'apprécier les résultats des efforts de conservation et de gestion environnementale et de déterminer les moyens

d'améliorer leur efficacité. Il est possible de détecter les tendances lourdes qui affectent un territoire donné et menacent la biodiversité, et de déterminer le rythme d'évolution des ruptures paysagères causées par la construction de routes.

La prévention est moins dispendieuse que la réparation

Après avoir évalué les 303 corridors fauniques d'importance nationale, Holzgang et collab. (2001) ont conclu que 218 d'entre eux étaient sectionnés. Depuis 2001, leur restauration a nécessité des sommes considérables. On s'attend à ce qu'un tel projet coûte de plus en plus cher à l'avenir. Les études menées en Suisse ont permis de dégager certaines recommandations utiles à la protection des corridors fauniques dans d'autres contextes. On propose d'abord de cartographier les corridors écologiques afin de mieux planifier le développement urbain et routier. Ensuite, il importe de s'assurer que la largeur des corridors soit suffisante. Enfin, retenons qu'il est beaucoup moins dispendieux de construire des passages fauniques en même temps qu'une route que de les construire sur une route existante, comme l'ont fait plusieurs pays d'Europe. À titre d'exemple, les Pays-Bas ont récemment alloué jusqu'à 410 millions € à un programme national de défragmentation visant à installer des structures de passage le long des autoroutes, des lignes ferroviaires et des voies navigables existantes (van der Grift, 2005). Dans le cas du Québec, les coûts associés à ce type de projet de réfection pourraient être évités, car les corridors fauniques de la province sont encore jusqu'à présent peu morcelés. Cependant, il est urgent de protéger ces corridors, avant que le réseau routier ne se densifie et que les corridors ne soient coupés.

Évaluation des passages à faune

Plusieurs études ont entrepris d'évaluer l'utilisation des passages à faune. Ces études confirment l'emprunt de ces passages par de nombreuses espèces animales. Toutefois, elles n'indiquent pas le taux de survie effectif des populations animales qui ont emprunté le corridor. Même si les passages sont empruntés, il est possible que plusieurs individus d'une même espèce soient quand même tués sur la route si celle-ci n'est pas clôturée. C'est pourquoi les programmes d'évaluation des passages fauniques doivent mesurer le taux de changement démographique de la population animale présente dans la zone étudiée.

Une étude de type BACI (*Before-After-Control-Impact*) permet de comparer l'état de la faune dans un territoire donné avant et après la construction d'une route. Une des premières étapes devrait être de recenser les populations animales avant et après la mise en place de la route (Roedenbeck et collab., 2007). La méthode BACI permet également de déterminer si l'impact observé a bien été causé par l'ajout de la route ou bien par tout autre changement survenu dans l'environnement. Une deuxième étape importante consiste à comparer la taille de la population du site traversé par la route à celle d'un site périphérique protégé, c'est-à-dire un site typique de la région

qui permet d'identifier d'autres facteurs qui pourraient faire fluctuer la taille de la population animale dans la région étudiée.

Les études de type BACI permettent, en outre, d'identifier les progrès associés aux mesures de restauration des corridors fauniques. Pour ce faire, il s'agit de comparer le site restauré avec 2 sites de contrôle: le site 1 étant une aire sans route et le site 2 une aire comportant une route sur laquelle aucune mesure d'atténuation n'a été appliquée. Lorsque les animaux s'avèrent aussi nombreux dans l'aire entourant le corridor restauré que dans l'aire exempte de ruptures, la restauration du passage faunique peut être considérée scientifiquement satisfaisante. Bien qu'il soit le seul à permettre l'évaluation rigoureuse d'un passage faunique, le modèle BACI est encore très peu utilisé dans le monde.

Normes et juridictions: limiter le développement d'infrastructures

En 1985, le gouvernement fédéral allemand s'était fixé pour objectif d'inverser la tendance observée quant au changement de vocation de terres arables utilisées pour la construction et à la fragmentation du paysage (Bundesminister des Innern, 1985). L'aménagement régional allemand avait pour principe, entre autres, de sauvegarder de vastes espaces non morcelés et à faible circulation automobile. Toutefois, la fragmentation du paysage n'a cessé d'augmenter depuis l'adoption du principe. Par conséquent, l'Office fédéral de l'environnement en Allemagne a récemment proposé l'adoption d'une méthode basée sur la largeur effective de maille afin de contrôler le taux d'accroissement de la fragmentation territoriale (Penn-Bressel, 2005). Ainsi, la décroissance de la largeur effective de maille ne pourra pas dépasser un certain pourcentage de sa valeur actuelle jusqu'en 2015 (tableau 1). L'initiative allemande est significative. En proposant l'adoption d'une réglementation basée sur une méthode rigoureuse, l'Allemagne démontre un réel intérêt à suivre l'évolution de la fragmentation des écosystèmes sur son territoire et à intervenir légalement en cas de non-respect des limites adoptées. Il s'agit d'une première mondiale.

Tableau 1. Limites discutées en Allemagne quant au taux de fragmentation toléré sur des territoires déjà fortement fragmentés. Ces chiffres ont été proposés par l'Office fédéral allemand de l'environnement (Penn-Bressel, 2005).

Largeur effective de maille (m_{eff}) (km ²) en 2002	Diminution maximale de la largeur effective de maille (%) d'ici 2015
< 10	1,9
10 – 20	2,4
20 – 35	2,8
> 35	3,8

Imaginons un pays doté d'un réseau de corridors fauniques et où, paradoxalement, il ne subsisterait plus aucun habitat naturel. Sans aire faunique, la construction de passages fauniques devient superflue, voire absurde. Ce type d'aberration

s'est produit en Suisse il y a 20 ans. On a construit un passage faunique près d'un carrefour autoroutier. Ce passage n'a jamais été utilisé en raison de son mauvais emplacement. Les passages fauniques ne sont pas compatibles avec les lieux où se concentrent les activités humaines. Il est donc primordial de songer à la qualité de l'espace choisi avant d'aménager un passage faunique. Le choix de cet espace sera déterminé en fonction de la proximité d'aires fauniques dont on veut maintenir la connectivité et de la densité de la population humaine qui y transite.

Conclusion

Au terme des expérimentations menées en Suisse, nous percevons l'importance de mettre en place des mesures concrètes pour limiter la construction de nouvelles routes ou d'infrastructures avant que leur trop grande densification ne mette en danger certaines populations animales. Nous accordons une importance toute particulière au principe de précaution qui doit primer au cœur des décisions qui guident le développement urbanistique et territorial. Nous soulignons que l'état des connaissances actuelles ne permet pas de prévoir tous les effets réels de la présence des routes (et autres constructions) sur la faune, ni d'appréhender le seuil de non-viabilité à partir duquel les conditions territoriales ne permettront plus la survie d'une espèce. Il est nécessaire de considérer les répercussions des nouvelles infrastructures sur la faune, aussi bien dans les aires non protégées que protégées, c'est-à-dire dans l'ensemble du paysage.

Remerciements

Je remercie Lise Couillard pour la traduction d'une version antérieure de cet article et Élise Prioleau pour les améliorations linguistiques de la version la plus récente. Merci également à Yves Bédard, René Bertiller, Anthony Clevenger, Christian Dussault, Lenore Fahrig, Christian Schwick, Martin-Hugues St-Laurent, Gilbert Thélin, Edgar van der Grift et Rodney van der Ree, qui m'ont généreusement parlé de leurs expériences et qui m'ont fourni de précieux documents essentiels à cette recherche sur la fragmentation du territoire. ◀

Références

- BERTILLER, R., C. SCHWICK et J. JAEGER, 2007. Landschaftszerschneidung Schweiz: Zerschneidungsanalyse 1885-2002 und Folgerungen für die Verkehrs- und Raumplanung. ASTRA rapport no 1175, Office fédéral des routes, Berne, 229 p.
- BUNDESMINISTER DES INNERN, 1985. Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. Bundestags-Drucksache 10/ 2977 vom 7. März 1985. Kohlhammer, Stuttgart, 91 p.
- BURNAND, J.D., G. BERTHOUD, J. SIGRIST et S. MÜLLER, 1986. Comportement du gibier dans une zone de terrain traversée par une route. La faune et le trafic automobile dans le canton de Vaud. ECONAT, Rapport final pour le Département fédéral de l'Intérieur, mandat de recherche n° 16/81, Union des professionnels suisses de la route, Yverdon, 145 p.
- CONFÉDÉRATION SUISSE, 2011. Monitoring de la biodiversité en Suisse. Office fédéral de l'environnement (OFEV). Disponible en ligne à : www.biodiversitymonitoring.ch/fr/home.html. [Visité le 11-12-10].
- ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE-LABORATOIRE DES VOIES DE CIRCULATION, 1999. Actes de la conférence Faune et trafics. Laboratoires des voies de circulation, Lausanne, 291 p.
- FINDLAY, C.S. et J. BOURDAGES, 2000. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology*, 14 : 86-94.
- FORMAN, R.T.T., D. SPERLING, J.A. BISSONNETTE, A.P. CLEVENGER, 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 solutions*. Island Press, Washington, 481 p.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2003. Cadre d'application de la précaution dans un processus décisionnel scientifique en gestion du risque. Gouvernement du Canada, bureau du Conseil privé, Ottawa, 14 p.
- HOLZGANG, O., H.P. PFISTER, D. HEYNEN, M. BLANT, A. RIGHETTI, G. BERTHOUD, P. MARCHESI, T. MADDALENA, H. MÜRI, M. WENDELSPIESS, G. DÄNDLIKER, P. MOLLET et U. BORNHAUSER-SIEBER, 2001. Les corridors faunistiques en Suisse. Cahier de l'environnement n° 326, Faune sauvage. BUWAL, SGW et Vogelwarte Sempach, Berne, 116 p.
- HOLZGANG, O., A. RIGHETTI et H.P. PFISTER, 2005. Schweizer Wildtierkorridore auf dem Papier, in den Köpfen und in der Landschaft. *GAIA*, 14 : 148-151.
- JAEGER, J.A.G., 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size : New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15 : 115-130.
- JAEGER, J. et R. HOLDEREGGER, 2005. Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung. *GAIA*, 14 : 113-118.
- JAEGER, J., R. BERTILLER et C. SCHWICK, 2007. Morcellement du paysage en Suisse. Analyse du morcellement 1885-2002 et implications pour la planification du trafic et l'aménagement du territoire. Version succincte. Office fédéral de la statistique, Neuchâtel, 36 p.
- JAEGER, J.A.G., R. BERTILLER, C. SCHWICK, K. MÜLLER, C. STEINMEIER, K.C. EWALD et J. GHAZOUL, 2008. Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (MONET). *Journal of Environmental Management*, 88 : 737-751.
- JAEGER, J.A.G., T. SOUKUP, L.F. MADRIÑÁN, C. SCHWICK et F. KIENAST, 2011. Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. EEA Report No 2/2011. European Environment Agency (EEA) et Swiss Federal Office for the Environment (FOEN). Publications Office of the European Union, Luxembourg, 87 p. doi:10.2800/78322.
- OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE, 2007. L'environnement suisse – statistique de poche 2007. Office fédéral de la statistique, Neuchâtel, 36 p.
- OFFICE FÉDÉRAL DU DÉVELOPPEMENT TERRITORIAL, non daté. Les coûts externes imputables aux transports dans le domaine de la nature et du paysage. Monétarisation des pertes et fragmentation des habitats. Résumé. Office fédéral du développement territorial, Berne, 6 p.
- PENN-BRESSEL, G., 2005. Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen. *GAIA*, 14 : 130-134.
- PFISTER, H.P., V. KELLER, D. HEYNEN et O. HOLZGANG, 2002. Bases écologiques pour la faune dans la construction routière. *Strasse und Verkehr*, 88 : 101-108.
- RIGHETTI, A. 2008. Passages à faune en Suisse : aperçu des étapes cruciales en faveur de la biodiversité. Dans : *Routes et faune sauvage : Infrastructures de transport et petite faune*, Actes du colloque de la 4^e rencontre, 21 et 22 septembre 2005, Chambéry, France. Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (Sétra), Bagneux, p. 128-133.
- ROBINSON, C., P.N. DUINKER et K.F. BEAZLEY, 2010. A conceptual framework for understanding, assessing, and mitigating ecological effects of forest roads. *Environmental Reviews*, 18 : 61-86.
- ROEDENBECK, I.A., L. FAHRIG, C.S. FINDLAY, J. HOULAHAN, J.A.G. JAEGER, N. KLAR, S. KRAMER-SCHADT et E.A. VAN DER GRIFT, 2007. The Rauschholzhausen-agenda for road ecology. [En ligne] *Ecology and Society*, 12 (1) : art. 11.
- SOCIÉTÉ SUISSE DE BIOLOGIE DE LA FAUNE, 1995. Faune, construction de routes et trafic. Biologie de la faune pour la pratique. Société suisse de biologie de la faune, Coire, 54 p.
- TAYLOR, P.D., L. FAHRIG, K. HENEIN et G. MERRIAM, 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68 : 571-573.
- TILMAN, D., R.M. MAY, C.L. LEHMAN et M.A. NOWAK, 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371 : 65-66.
- VAN DER GRIFT, E.A., 2005. Defragmentation in the Netherlands : A success story? *GAIA*, 14 : 144-147.

Incidence et prévention des accidents routiers impliquant la grande faune sur le réseau du ministère des Transports du Québec

Jacqueline Peltier

Résumé

Le Québec est sillonné par plus de 325 000 km de routes, dont 30 000 sont sous la responsabilité du ministère des Transports du Québec (MTQ). Sur le réseau du MTQ, nous constatons une augmentation des accidents routiers impliquant la grande faune. Est-ce l'usage accru du réseau routier, l'augmentation des populations de cervidés ou une combinaison des deux qui explique l'augmentation du nombre de collisions avec la grande faune? Dans cet article, nous abordons cette question en réalisant un survol des problématiques rencontrées, ainsi qu'une analyse de la relation entre les populations fauniques et le bilan routier. De plus, nous présentons les mesures d'atténuation des accidents routiers avec la grande faune qui sont utilisées par les différentes directions territoriales du MTQ. Nous concluons par une série de recommandations visant à réduire le nombre de collisions avec la grande faune et à améliorer la sécurité des automobilistes sur le réseau routier.

MOTS CLÉS: accidents routiers, cerf de Virginie, faune, mesure d'atténuation, orignal

Introduction

Depuis 1999, nous observons une augmentation de l'utilisation du réseau routier à l'échelle du Québec. Le kilométrage total parcouru annuellement par l'ensemble des véhicules est passé de 45 milliards à plus de 50 milliards de km en 2009, soit une augmentation estimée à 10 % (MTQ, non publ.). Au cours de cette période, nous avons aussi constaté une augmentation des accidents routiers avec la grande faune sur le territoire québécois. De 2001 à 2005, ce nombre a augmenté de 4 830 à 5 760 collisions (figure 1).

Selon les données colligées par la Société de l'assurance automobile du Québec (SAAQ), les collisions avec les cervidés représentent 99 % des accidents routiers impliquant la faune. De ce pourcentage, 9 % concernent l'orignal (*Alces alces*) et 90 % le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Les autres collisions impliquent surtout l'ours noir (*Ursus americanus*) ou le caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Cet article ne s'intéresse qu'aux 2 espèces les plus problématiques en termes de sécurité routière, soit l'orignal et le cerf de Virginie.

L'accroissement du nombre de collisions avec la faune observé au cours des dernières années ne semble pas uniquement relié à l'augmentation de l'utilisation du réseau routier, car nous avons aussi observé une augmentation des populations de cervidés durant cette période au Québec. C'est du moins ce que suggère la récolte de mâles adultes, un indicateur de gestion des populations fiable tant pour l'orignal que pour le cerf (Courtois et collab., 1991; Daigle et collab., 2007).

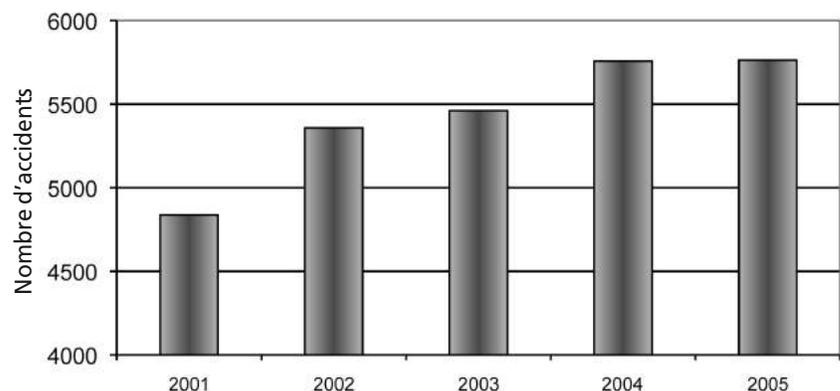


Figure 1. Nombre d'accidents routiers impliquant la grande faune sur le réseau routier sous la responsabilité du ministère des Transports du Québec, de 2001 à 2005.

En effet, les populations d'orniaux ont presque doublé au Québec au cours des dernières décennies. La récolte d'orniaux à la chasse a augmenté de 12,6 % entre 1999 et 2003, et de 7 % entre 2004 et 2006 (Lefort et Huot, 2008). Cet accroissement s'est manifesté particulièrement dans les régions de l'Abitibi-Témiscamingue, de la Mauricie, du Saguenay-Lac-Saint-Jean, du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie (Lamontagne et Lefort, 2004).

La population de cerf de Virginie a également augmenté. Selon le ministère des Ressources naturelles et de la

Jacqueline Peltier, M. Sc. A., est biologiste et travaille à la Direction de l'environnement et de la recherche, du ministère des Transports du Québec.

jacqueline.peltier@mtq.gouv.qc.ca

Faune (MRNF), la récolte de cerfs, qui est passée de 3 000 en 1975 à plus de 70 000 cerfs en 2007 (Daigle, 2007 ; MRNF, 2011), est directement corrélée à la densité des populations, et une densité de 5 cerfs au km² permettrait de respecter à la fois la capacité de support des habitats, la capacité de support sociale ainsi que les effets du cerf sur l'habitat des autres espèces animales. En 2000 et 2008, les régions où la densité dépassait ce seuil optimal étaient celles de l'Estrie, Chaudière-Appalaches et la Montérégie (Huot, 2006 ; MRNF, 2010). Parmi les objectifs du plan de gestion du cerf 2010-2017, il y a la volonté de stabiliser l'effectif provincial de cerfs au niveau de 2010 et de maintenir les densités régionales sous le seuil optimal.

L'usage accru du réseau routier, combiné à une augmentation des populations de cervidés sur le territoire québécois, sera *a priori* les principales causes de l'augmentation du risque d'accident avec la grande faune. Mais l'influence relative de ces 2 paramètres sur le taux d'accident n'a jamais été évaluée au Québec. Cette situation présente un défi de taille pour le MTQ, dont la mission est d'« assurer, sur tout le territoire, la mobilité des personnes et des marchandises par des systèmes de transports efficaces et sécuritaires qui contribuent au développement durable du Québec » (MTQ, 2009).

Dans cet article, notre objectif est d'évaluer l'influence respective du volume de trafic et la densité des cervidés sur l'incidence des accidents routiers avec la grande faune dans les différentes régions du Québec et de faire la synthèse des mesures d'atténuation utilisées par le MTQ.

Méthodes

Base de données

Avant de mettre en place une mesure d'atténuation des accidents routiers impliquant la grande faune, il est nécessaire de connaître le moment et la localisation de ces accidents. Ces informations sont colligées par la Direction de la sécurité routière du MTQ dans une base de données, la Banque d'information corporative (système BIC). Cette dernière est alimentée par les données qui proviennent de la compilation de la SAAQ des rapports d'accidents complétés par les services policiers de la province de Québec. Elle permet de recenser les accidents qui occasionnent des dommages corporels ou matériels, mais ne reflète pas la totalité des accidents routiers impliquant la faune sur le réseau des autoroutes et les routes numérotées. En effet, lorsque nous comparons ces données à celles issues de la récolte des carcasses d'animaux morts sur les abords de route, nous constatons qu'une partie des accidents routiers impliquant les cervidés n'est pas répertoriée. Il s'agit des cas où aucun rapport d'accident n'a été rempli par les policiers.

Analyse statistique

Pour déterminer les causes probables de l'augmentation des collisions impliquant la grande faune, une analyse de régression multiple a été réalisée afin d'évaluer l'influence de la densité d'orignaux et de cerfs de Virginie ainsi que

du débit routier sur le taux d'accident par kilomètre de route (Proc Mixed : SAS Institute Inc., 2008). Seules les données provenant des directions territoriales du MTQ où l'on trouve une problématique de collisions routières avec 1 des 2 espèces ont été utilisées. Étant donné la faible taille de l'effectif, nous avons retenu un niveau de probabilité de $P < 0,10$ comme seuil significatif. Les données de la région de l'Abitibi-Témiscamingue ont été retirées de l'analyse, car le taux d'accident avec l'original qu'on y trouve est plus de 10 fois supérieur à la moyenne, ce qui suggère qu'une compilation différente y ait été effectuée.

Analyse de risque

Le MTQ réalise des analyses de risque de collision avec la faune. Pour les routes existantes, lorsque les données impliquant la faune sont disponibles, une analyse spatiale de la distribution des accidents est réalisée. Au cours de cette analyse, un indice relatif qui combine le nombre d'accidents observé par kilomètre et par année est calculé. Cet indice est parfois pondéré pour tenir compte du débit de circulation journalier moyen annuel (DJMA) de véhicules sur le tronçon de route analysé (p. ex. Aecom, 2010 ; figure 2).

Les zones à risque sont identifiées comme celles où le taux d'accident varie de modéré à très élevé. Ces données sont ensuite analysées en considérant les caractéristiques du territoire, telles que la présence de corridors de déplacement de la faune, de salines aux abords de la route et d'aires de confinement. Une fois les sites caractérisés, il est possible de choisir les mesures d'atténuation appropriées.

Pour les nouvelles routes, lorsqu'un projet est assujéti au processus d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement, une étude du milieu récepteur permet d'évaluer et de prévoir les problématiques potentielles. Par exemple, la proximité de milieux susceptibles d'augmenter le risque d'accident, tels que les aires de confinement du cerf de Virginie est une donnée pertinente pour l'évaluation du risque de collisions.

Aménagements et interventions visant à limiter les accidents routiers

Après analyse, lorsqu'on dénombre plusieurs accidents routiers impliquant la grande faune ou lorsqu'un potentiel élevé de collisions avec les cervidés est appréhendé sur certains tronçons du réseau routier, il est possible d'implanter des mesures d'atténuation. L'objectif de ces mesures est d'augmenter la sécurité des usagers de la route et de réduire le nombre de victimes. Selon certains auteurs, plusieurs mesures d'atténuation peuvent être envisagées afin d'améliorer le bilan routier (De Bellefeuille et Poulin, 2004 ; SETRA, 2005 ; Houle et Fortin, 2009). Elles seraient regroupées sous 4 catégories, celles qui : empêchent la faune d'accéder aux abords des routes, visent à modifier le comportement des conducteurs, pourraient influencer le comportement des animaux et visent à diminuer la densité des populations de cervidés.

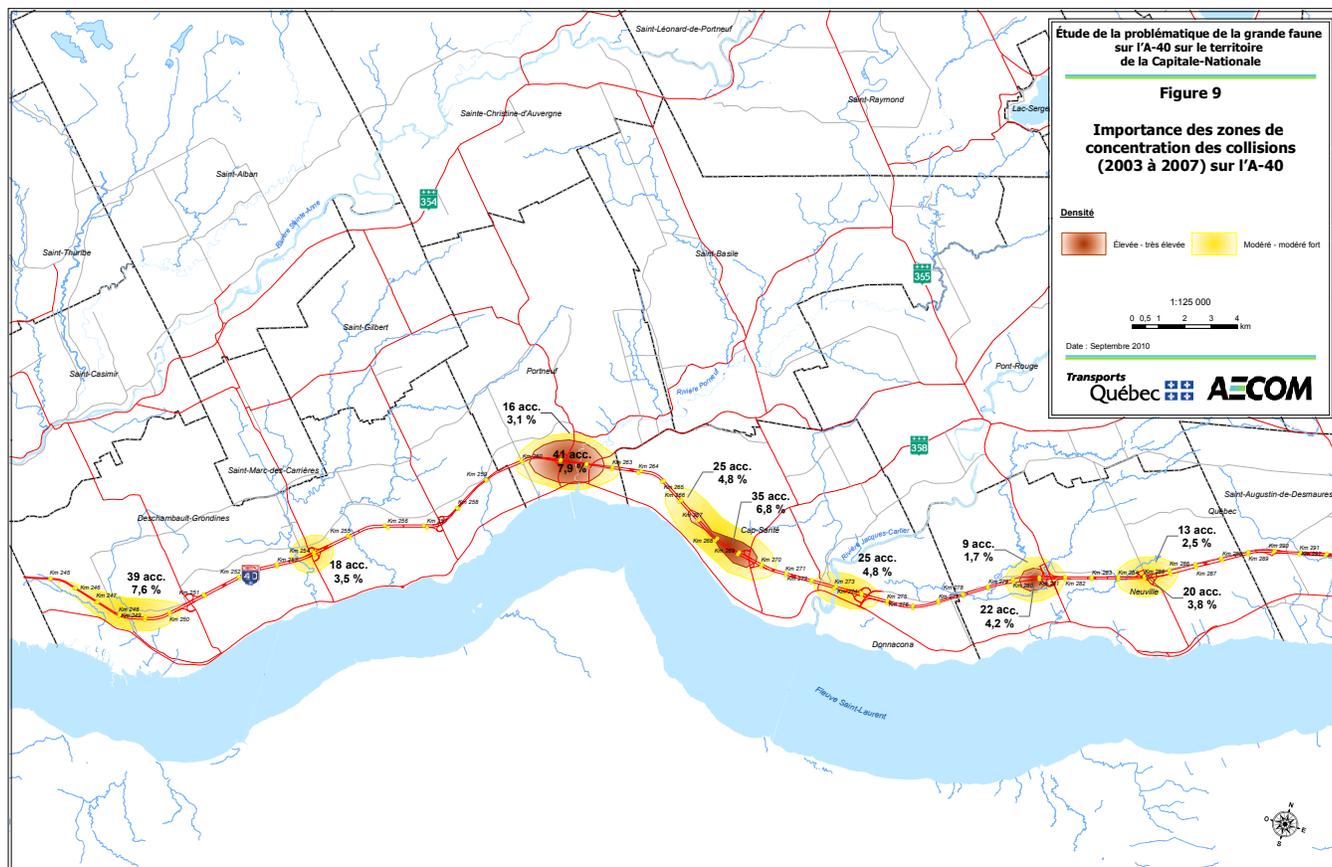


Figure 2. Analyse spatiale d'un tronçon de l'autoroute 40 sur le territoire de la Direction de la Capitale-Nationale en fonction des risques de collision avec la grande faune.

Résultats

État de la situation

Les densités de population d'orignaux ont été estimées à partir des inventaires aériens du MRNF. Elles variaient de 1,2 à 6,7 individus au 10 km² entre les régions au début des années 2000 (tableau 1). Les taux d'accident avec l'orignal les plus élevés sont survenus sur le territoire des directions territoriales de l'Abitibi-Témiscamingue, de la Capitale-Nationale, de Chaudière-Appalaches, de la Gaspésie et de l'Estrie. À l'exception de la Gaspésie, on note également une augmentation de l'usage du réseau routier dans ces régions entre 2001 et 2005. On observe finalement que le nombre d'accidents impliquant l'orignal a connu une hausse de 18 à 85 % sur 5 ans dans 9 des 12 territoires (tableau 1).

Pour l'orignal, l'analyse de régression multiple a démontré que la densité d'orignaux et le débit routier ont tous deux eu une influence significative sur le taux d'accident routier dans les directions territoriales. Ces 2 facteurs expliquaient 69 % de la variation du taux d'accident entre les régions.

Durant la même période, les collisions avec le cerf sont principalement survenues dans les directions territoriales du

Centre-du-Québec, de l'Estrie, de l'Est-de-la-Montérégie, de l'Outaouais, de Chaudière-Appalaches et des Laurentides-Lanaudière. Trois de ces 6 territoires affichaient une densité de cerf supérieure au seuil optimal de 5 cerfs au km² (tableau 2). Le nombre d'accidents routiers avec le cerf a augmenté de 10 % (Est-de-la-Montérégie) à 100 % (Capitale-Nationale) entre 2001 et 2005. C'est dans la région des Laurentides-Lanaudière que le débit routier a connu la plus forte augmentation, soit près de 10 %, alors que la moyenne provinciale pour cette période était de 4,5 %.

Dans le cas du cerf de Virginie, l'analyse de régression multiple a démontré que seule la densité de cerfs influençait significativement le taux d'accidents par km de route et que cette variable expliquait 65 % de la variation du taux d'accident entre les différents territoires.

De toutes ces collisions, soit plus de 2 400 pour l'orignal et 24 350 pour le cerf entre 2001 et 2005, 34 % des accidents impliquant 1 orignal ont occasionné des blessures ou un décès comparativement à seulement 4 % des collisions avec 1 cerf de Virginie (tableau 3). La proportion des accidents ayant provoqué un décès fut faible, mais elle est demeurée plus élevée pour l'orignal (0,63 %) que pour le cerf (0,02 %).

Tableau 1. Estimation des populations d'orignaux, répartition et tendances des accidents routiers impliquant l'orignal et débit journalier moyen annuel moyen (DJMAM) par direction territoriale du ministère des Transports du Québec.

	Taux d'accidents en 2003 ¹	Changement du nombre d'accidents entre 2001 et 2005	DJMAM ² en 2003	Changement du DJMAM entre 2001 et 2005	Densité d'orignal en 2003 ³
Direction territoriale		(%)		(%)	(ind. / 10 km ²)
Abitibi-Témiscamingue	0,27	45	1 206	5,1	3,5
Capitale-Nationale	0,04	18	8 407	3,7	3,2
Chaudière-Appalaches	0,03	50	4 547	6,2	3,0
Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (secteur Gaspésie)	0,02	- 11	2 465	- 0,6	6,7
Estrie	0,02	44	3 087	5,4	2,8
Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (secteur Bas-Saint-Laurent)	0,02	80	1 720	- 1,2	4,3
Centre-du-Québec	0,02	- 40	5 044	1,4	2,7
Mauricie	0,02	0	4 789	3,6	2,5
Saguenay-Lac-Saint-Jean	0,02	25	1 938	- 17,9	1,6
Outaouais	0,01	85	4 283	2,9	3,7
Laurentides-Lanaudière	0,01	25	5 659	9,7	1,3
Côte-Nord	0,01	83	1 361	2,2	1,2

¹ Nombre d'accidents par km et par année.

² Débit routier journalier moyen annuel moyen.

³ Les densités de populations d'orignaux ont été estimées à partir des inventaires aériens du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Lamontagne et collab., 2004).

Tableau 2. Statistiques descriptives des accidents routiers impliquant le cerf de Virginie, de l'achalandage du réseau routier et des densités de populations de cerfs, par direction territoriale du ministère des Transports du Québec.

	Taux d'accidents en 2001 ¹	Changement du nombre d'accidents entre 2001 et 2005	DJMAM ² en 2001	Changement du DJMAM entre 2001 et 2005	Densité de cerf en 2000 ³
Direction territoriale		(%)		(%)	(ind. / km ²)
Centre-du-Québec	0,60	- 8	4 764	1,4	3,2
Estrie	0,43	15	3 014	5,4	10,7
Est-de-la-Montérégie	0,38	10	9 802	8,1	7,7
Outaouais	0,28	25	4 082	2,9	5,2
Chaudière-Appalaches	0,27	23	4 286	6,2	3,2
Laurentides-Lanaudière	0,21	50	5 254	9,7	3,4
Capitale-Nationale	0,08	100	8 132	3,7	0,6
Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine (secteur Bas-Saint-Laurent)	0,07	45	1 704	- 1,2	0,9
Mauricie	0,05	73	4 619	3,6	0,6

¹ Nombre d'accidents par km et par année.

² Débit routier journalier moyen annuel moyen.

³ Les densités de populations de cerfs ont été estimées à partir des inventaires aériens du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Huot, 2006).

Tableau 3. Proportion des accidents routiers impliquant une collision avec les cervidés dans lesquels les occupants du véhicule ont été blessés ou sont décédés, sur le réseau du ministère des Transports du Québec, de 2001 à 2005.

		Orignal	Cerf de Virginie
Nombre d'accidents		2 419	24 354
Gravité	Victimes	33,80 %	4,40 %
	Décès par accidents	0,63 %	0,02 %

Tableau 4. Mesures d'atténuation des accidents routiers impliquant la grande faune employées sur les infrastructures routières sous la responsabilité du ministère des Transports du Québec, 2011.

Mesure d'atténuation	Direction territoriale
187,2 km de clôtures métalliques, électriques et mixtes	DCNAT, DBSTGIML, DSLSJC, DCA, DLL, DIM, DMCQ, DO
29 passages inférieurs	DCNAT, DBSTGIML, DSLSJC, DCA, DLL, DE, DO
78 rampes de fuite	DCNAT, DCA, DO
9 panneaux clignotants en période de ravage des cerfs	DBSLGIM, DCA
8 km de route éclairée	DSLSJC, DCA
556 km de déboisement aux abords de la route	DSLSJC, DAT
104 panneaux de signalisation	DSLSJC, DAT
40 mares salines réaménagées	DSLSJC
Retrait des carcasses d'animaux morts	Toutes les régions

DAT : Direction de l'Abitibi-Témiscamingue; DBSLGIM : Direction du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine; DCA : Direction de la Chaudière-Appalaches; DCNAT : Direction de la Capitale-Nationale; DE : Direction de l'Estrie; DIM : Direction de l'Île-de-Montréal; DLL : Direction des Laurentides-Lanaudière; DMCQ : Direction de la Mauricie-Centre-du-Québec; DO : Direction de l'Outaouais; DSLSJC : Direction du Saguenay-Lac-Saint-Jean-Chibougamau.

Aménagements et interventions du MTQ

Le MTQ utilise de nombreuses mesures d'atténuation pour réduire le nombre de collisions avec la grande faune et améliorer la sécurité des usagers de la route. Les mesures implantées par le MTQ sont surtout celles qui visent à empêcher la faune d'accéder aux abords des routes (tableau 4). Plusieurs passages fauniques ont été intégrés aux infrastructures routières avec le double avantage de réduire les collisions avec la grande faune et de maintenir la connectivité entre les habitats de part et d'autre des routes. On trouve sur le réseau plus de 185 km de clôtures métalliques, électriques et mixtes, auxquelles sont intégrés 29 passages inférieurs pour l'orignal et le cerf de Virginie ainsi que 78 rampes de fuite. Les passages inférieurs permettent la traversée sécuritaire de la route sous la chaussée, généralement le long d'un cours d'eau. Les rampes de fuite permettent aux cervidés qui se retrouvent à l'intérieur du corridor clôturé de regagner la forêt en empruntant des portes à sens unique.

D'autres mesures visant la modification du comportement des conducteurs ont été implantées sur le réseau. Outre la signalisation conventionnelle et la diffusion de capsules d'information auprès des conducteurs, on trouve des panneaux lumineux jumelés à des détecteurs de mouvement qui informent les conducteurs de la présence d'animaux aux abords de la route ou sur la chaussée, des panneaux lumineux activés pendant la période d'hivernage du cerf ou en présence d'animaux en bordure des routes, des éclairages qui améliorent la visibilité des

conducteurs et le déboisement des abords de route. La troisième catégorie de mesures utilisée par le MTQ est celle qui vise la modification du comportement des animaux. Les abords de routes d'une quarantaine de sites ont subi des réaménagements afin de déplacer ou d'éliminer les mares salines créées par l'accumulation des sels de déglacage qui ont un effet attractif sur l'orignal (Leblond et collab., 2006).

Discussion

Nous observons une augmentation globale de l'achalandage du réseau routier au Québec ainsi qu'une croissance des populations de cervidés et du nombre d'accidents routiers impliquant la grande faune. Bien que l'augmentation de l'achalandage routier explique en partie la hausse des collisions avec l'orignal, il semble que cette augmentation soit davantage attribuable à la croissance des populations de cervidés qu'à l'accroissement de l'achalandage du réseau routier. La progression du nombre d'accidents a d'ailleurs été supérieure à celle du trafic au cours des 10 dernières années.

Comme la capacité de support de l'habitat pour l'orignal n'est toujours pas atteinte dans plusieurs régions (Crête, 1989), que les densités pourraient se stabiliser à près de 4 individus par 10 km² (Messier et Crête, 1984) et que les modalités de récolte du plan de gestion de l'orignal favorisent la croissance des populations (Lamontagne et Lefort, 2004), le nombre d'accidents avec cette espèce pourrait continuer à augmenter si rien n'est fait.

L'ajout de nouvelles mesures d'atténuation pourrait être nécessaire dans certaines régions pour réduire l'impact de l'augmentation des populations de cervidés et l'augmentation du trafic. Comme il est souvent difficile d'identifier les zones à risque uniquement à partir des caractéristiques de l'habitat, des analyses de risque seront nécessaires pour favoriser la sécurité des usagers de la route. Dans certains cas, un suivi des cervidés par radiotéléométrie pourrait être nécessaire pour identifier les sites où les risques sont les plus élevés et comprendre les raisons qui poussent l'orignal à les fréquenter (Dussault et collab., 2012).

Dans le cas du cerf de Virginie, les densités observées dans la plupart des régions lors du plus récent inventaire en 2008 se situaient généralement à l'intérieur des limites jugées acceptables par le MRNF. Néanmoins, certaines régions présentaient des densités de cerfs très élevées. Lorsque la densité est élevée, les cerfs se répartissent de façon plus uniforme sur le territoire et les accidents deviennent également répartis de la même manière. Dans ce contexte, il pourrait devenir plus difficile de localiser les zones à risque élevé de collision et l'application de mesures d'atténuation pourrait devenir plus complexe (Groupe Technika, 2006 ; MTQ, 2010). Pour contrer cette difficulté, les ministères concernés par les accidents routiers et la gestion de la faune devraient donc demeurer à l'affût des problématiques locales et, si possible, intervenir à divers niveaux afin de réduire les risques pour les usagers de la route.

L'augmentation des populations animales étant prévisible, il importe de se préparer convenablement. Il sera donc nécessaire de faire une analyse critique des actions réalisées à ce jour, de prendre les mesures pour disposer des données les plus complètes et fiables, de structurer ces données et de les interpréter au moyen d'outils d'analyse spatiale qui permettront d'identifier les sites à risque élevé.

Jusqu'à aujourd'hui, le MTQ a investi majoritairement dans des mesures d'atténuation de type clôture d'exclusion. Ces mesures d'atténuation ont démontré leur grande efficacité pour réduire le risque de collision avec les cervidés (Houle et Fortin, 2009). Pour l'instant, le MTQ possède peu de données lui permettant de juger de l'efficacité réelle de ces mesures sur le réseau, mais des études de suivi de l'efficacité sont en cours. Ces informations seront disponibles dans les prochaines années et permettront d'ajuster les modalités d'intervention.

Conclusion

Tous les intervenants doivent se mobiliser pour assurer la sécurité des usagers de la route. Le MTQ ne ménagera pas ses efforts pour la mise en place de mesures visant à diminuer les risques de collision avec la grande faune sur son réseau. En mettant en place des systèmes de suivis complets et fiables, en complétant l'évaluation de ses aménagements actuels et en structurant davantage les outils de support à la décision, il pourra poursuivre la mise en place des mesures d'atténuation les plus appropriées.

Le MTQ ne pourra cependant agir seul et intervenir partout sur le réseau de transport québécois. Dans les zones où les densités de cervidés sont trop élevées, les efforts du MRNF visant à diminuer leurs densités devront donc se poursuivre.

Remerciements

Je voudrais remercier les répondants en environnement des directions territoriales du MTQ pour leur collaboration à l'élaboration de l'état de la situation : Sarah Chabot, Brigitte Goulet, Dorothée Mitchell et Sylvie Tanguay, ainsi que Marcel Beaudoin, Yves Bédard, Guy Bédard, Jacques Bélanger, Jonathan Côté, Donald Martel, Jonathan Ménard, Yves Poulin, Serge Rhéaume et Nicolas Wampach. ◀

Références

- AECOM, 2010. Étude de la problématique de la grande faune sur l'A-40 de la Capitale-Nationale. Aecom pour le ministère des Transports du Québec, Québec, 44 p. + annexes.
- CRÊTE, M., 1989. Approximation of K carrying capacity for moose in eastern Quebec. *Revue canadienne de zoologie*, 67 : 373-380.
- COURTOIS, R., J. MALTAIS et Y. LEBLANC, 1991. Validation et simplification des statistiques de chasse de l'orignal. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 37 p.
- DAIGLE, C., 2007. Le système de suivi des populations de cerfs de Virginie au Québec en 2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec, Québec, 22 p.
- DAIGLE, C., L. GIGNAC, S. LEFORT et V. BRODEUR, 2007. Gros gibier au Québec – Données de récolte 1^{er} mai 2005 au 30 avril 2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 52 p.
- DE BELLEFEUILLE, S. et M. POULIN, 2004. Mesures de mitigation visant à réduire le nombre de collisions routières avec les cervidés. Ministère des Transports, Québec, 117 p.
- DUSSAULT, C., C. LAURIAN et J.P. OUELLET, 2012. Réactions comportementales de l'orignal à la présence d'un réseau routier dans un milieu forestier. *Le Naturaliste canadien*, 136 (2) : 48-53.
- GRUPE TECHNKA, 2006. Projet de contournement sud de l'agglomération de Sherbrooke dans le prolongement de l'autoroute 410, Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Ministère des Transports du Québec, Québec, 33 p. + annexes.
- HOULE, M. et D. FORTIN, 2009. Identification des mesures de mitigation pour réduire les accidents routiers avec les cervidés. Université Laval pour le ministère des Transports du Québec, Québec, 133 p.
- HUOT, M., 2006. Plan de gestion du cerf de Virginie, 2002-2008. Bilan de la mi-plan. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 50 p.
- LAMONTAGNE, G. et S. LEFORT, 2004. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, 265 p.
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET, M. POULIN, R. COURTOIS et J. FORTIN, 2006. Évaluation de l'aménagement des mares salines comme mesure de mitigation des accidents routiers impliquant l'orignal dans la réserve faunique des Laurentides. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, ministère des Transports et université du Québec à Rimouski, Québec, 64 p.
- LEFORT, S. et M. HUOT, 2008. Plan de gestion de l'orignal 2004-2010 : bilan de la mi-plan. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 38 p.
- MESSIER, F. et M. CRÊTE, 1984. Body condition and population regulation by food resources in moose. *Oecologia*, 65 : 44-50.
- MRNF, 2010. Le plan de gestion du cerf de Virginie au Québec 2010-2017. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 7 p.
- MRNF, 2011. Données de récoltes du cerf de Virginie. Disponible en ligne à : www.mrn.gouv.qc.ca/faune/statistiques/chasse-piegeage.jsp. [Visité le 11-09-15].
- MTQ, 2009. Plan stratégique 2008-2012. Ministère des Transports, Québec, 30 p. + annexes.
- MTQ, 2010. Fiche de promotion environnementale : Collisions avec la grande faune sur le réseau routier supérieur, région de l'Estrie. Ministère des Transports, Direction de l'Estrie, Sherbrooke, 6 p.
- SAS Institute Inc., 2008. SAS 9.2 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, 7886 p.
- SETRA, 2005. Aménagement et mesures pour la petite faune. Collection les outils, Paris, 264 p.

Cadre méthodologique pour restaurer la connectivité écologique, de la planification à la conservation : étude de cas en Montérégie

Caroline Cormier, Stéphanie Côté, Marjorie Mercure,
Alexandre Cerruti et Frédéric Minelli

Résumé

Les milieux naturels de la Montérégie sont de plus en plus fragmentés, de sorte qu'on y observe une érosion de la biodiversité. Par exemple, plusieurs espèces y sont désignées par les lois fédérale et provinciale sur les espèces à statut précaire. La préservation de noyaux de biodiversité, de bandes tampons et de corridors écologiques constitue l'approche préconisée pour y maintenir la biodiversité. Cependant, une telle stratégie est difficile à mettre en œuvre sur un territoire très fragmenté et de tenure privée. La stratégie de Nature-Action Québec privilégie l'identification de cibles de conservation et la promotion d'une vision de rétablissement de la connectivité à partir d'éléments naturels, en y intégrant les actions déjà initiées par d'autres groupes ou individus. À titre d'exemple, des propriétaires ont accepté de préserver sur leurs terres quelque 4 579 ha par différentes ententes légales ou de gestion avec Nature-Action Québec. Plusieurs initiatives sont aussi en cours de réalisation par le monde agricole, municipal et non gouvernemental. Puisque chaque initiative peut contribuer au rétablissement de la connectivité, il a été préconisé de favoriser : 1) l'intégration de la connectivité au sein des priorités des instances gouvernementales du territoire, 2) une concertation entre les intervenants en milieux forestiers, agricoles ou urbains et 3) des mesures incitatives visant à améliorer la conservation ou le rétablissement de la connectivité.

MOTS CLÉS : connectivité, conservation, corridor, fragmentation, Montérégie

Introduction

Le maintien à long terme des fonctions écologiques des écosystèmes passe, en grande partie, par la préservation de la biodiversité. Entre autres, cela est possible lorsque les échanges génétiques sont suffisamment fréquents entre les populations. Toutefois, pour permettre ces échanges, les populations ne doivent pas être trop éloignées les unes des autres et, dans les îlots de milieu naturel restant, les habitats doivent être de bonne qualité et de taille adéquate afin de répondre aux besoins des différentes populations qui les habitent (Duchesne et collab., 1999).

Au cours des dernières décennies, l'urbanisation, l'agriculture à grande échelle et l'industrialisation ont largement fragmenté et réduit la taille des habitats forestiers du sud du Québec, imposant ainsi une menace croissante sur la diversité biologique, particulièrement le long de la vallée du fleuve Saint-Laurent. La Montérégie représente, en particulier, un territoire fragmenté où les collines montérégiennes (ci-après les Montérégiennes) forment des réservoirs de biodiversité. Toutefois, les espèces qui y vivent évoluent dans un paysage de plus en plus fragmenté où les habitats de qualité sont souvent isolés. Par exemple, de récentes études démontrent l'extinction locale de 4 espèces d'amphibiens dans la réserve de la biosphère du Mont-Saint-Hilaire, en moins de 40 ans, et la perte de plusieurs populations de la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*) en périphérie du mont Saint-Bruno (Galois et collab., 2007).

La restauration de corridors écologiques en Montérégie représente une mesure d'atténuation souhaitable qui s'avère toutefois difficile à réaliser étant donné l'occupation élevée

du territoire. Le présent article résume le travail effectué par Nature-Action Québec dans le cadre de la planification d'un réseau d'interconnexions entre les milieux naturels des 5 Montérégiennes de la Rive-Sud de Montréal. La première étape a été de répertorier diverses initiatives locales pouvant mener à la restauration de la connectivité naturelle sur ce territoire avec l'idée que chaque acteur contribuait localement à un projet global favorisant le rétablissement de la connectivité naturelle, le tout en concertation avec les autorités politiques.

Description de l'aire d'étude

Le territoire à l'étude inclut les 5 Montérégiennes de la Rive-Sud de Montréal : Saint-Bruno, Saint-Hilaire, Rougemont, Saint-Grégoire et Yamaska. Il couvre le secteur de l'agglomération de Longueuil jusqu'à Verchères et s'étend jusqu'au contrefort des Appalaches. Une analyse plus fine du territoire, qui incluait les bandes riveraines et les haies brise-vent, a couvert une zone de 289 km² de l'aire d'étude avec, comme point central, le mont

Caroline Cormier est biologiste et chargée de projets chez Nature-Action Québec où Stéphanie Côté et Marjorie Mercure sont biologistes et professionnelles. Frédéric Minelli et Alexandre Cerruti sont géomaticiens chez Nature-Action Québec.

caroline.cormier@nature-action.qc.ca

stephanie.cote@nature-action.qc.ca

marjorie.mercure@nature-action.qc.ca

frederic.minelli@nature-action.qc.ca

alexandre.cerruti@nature-action.qc.ca

Rougemont. Ce secteur d'analyse détaillée était limité au nord par la route 116, à l'est par la rivière Yamaska, à l'ouest par la rivière des Hurons et par la route 229, et au sud par l'autoroute 10 (figure 1).

Méthodes

Une carte des milieux naturels et de corridors potentiels de connexion a été dressée en faisant une interprétation visuelle de documents géographiques provenant de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ; échelle 1 : 20 000), du Système d'information écoforestière (SIEF) du 3^e programme décennal, d'un rapport concernant les pertes de superficies forestières entre 2004 et 2009 (Géomont, 2010), de l'indice de qualité de bandes riveraines du Covabar (C. Chatelain, comm. pers.), d'une base de données sur les projets de haies brise-vent subventionnées par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et de la photo-interprétation des bandes riveraines, des haies en milieu agricole (1 : 7000) et des forêts rémanentes (1 : 11 000) (G. Poisson, comm. pers.). Par la suite, le tracé le plus court permettant de relier 2 espaces naturels discontinus a été identifié et ajusté selon le niveau d'occupation du territoire et des projets de restauration en cours. Cette analyse a été bonifiée en intégrant partiellement la méthodologie préconisée pour la planification écorégionale de l'organisme américain, *The Nature Conservancy*, la littérature existante ainsi que divers projets réalisés dans la région des Appalaches (Groves, 2003; Gratton, 2010). Ainsi, la méthodologie utilisée prenait en compte : 1) la sélection d'habitats et d'espèces cibles, 2) les milieux naturels existants (p. ex. : massifs forestiers, milieux humides, cours d'eau, herbaçales, arbustaies et stades de jeune succession forestière, haies et franges naturelles en milieu agricole), 3) les terrains propices à la restauration de corridors naturels (p. ex. : contraintes à l'agriculture, secteurs à risque d'érosion ou d'inondation), 4) les initiatives de protection et de végétalisation en milieu agricole, 5) les discussions portant sur des tracés de corridors potentiels à restaurer et 6) la présence de projets intégrateurs.

Résultats et discussion

Sélection d'habitats et d'espèces cibles

L'aire d'étude comportait quelques larges étendues forestières peu fragmentées qui ont été considérées comme des noyaux de conservation pour plusieurs espèces floristiques et fauniques. Ainsi, une liste d'habitats et d'espèces cibles a été déterminée en partant du principe que la fragmentation des milieux naturels affectait d'abord les espèces sensibles à la modification de l'habitat (tableau 1). Parmi celles-ci, notons les carnivores, les espèces à statut précaire et les espèces d'intérêt (c'est-à-dire ayant des besoins en habitat très précis



Claude Duchaine

Figure 1. Photographie du paysage fragmenté à l'étude.

ou nécessitant de grands territoires); ces espèces ont été considérées comme des cibles de conservation prioritaires aux fins du rétablissement d'un réseau de connectivité naturel. À cet effet, la stratégie de protection des Appalaches suggère que lorsqu'ils sont présents sur le territoire, les carnivores suivants devraient être retenus, par ordre d'importance : le cougar de l'Est (*Felis concolor cougar*) (ou le loup; *Canis lupus*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), le lynx roux (*L. rufus*), l'ours noir (*Ursus americanus*), la loutre de rivière (*Lontra canadensis*) (ou le vison d'Amérique; *Mustela vison*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*) (ou le pékan; *M. pennanti*) (Gratton, 2010).

Certains habitats trouvés sur le territoire à l'étude, tels les arbustaies, les jeunes forêts, les milieux humides et les forêts surannées, s'avèrent peu représentés ou en diminution à l'échelle du continent nord-américain (Rich et collab., 2008). Leur maintien pourrait permettre d'assurer la conservation des espèces qui les habitent et dont la plupart sont actuellement en déclin (tableau 1). Nous les avons donc identifiés et intégrés à notre stratégie de conservation et de rétablissement de la connectivité des habitats naturels en plus de considérer leur représentation et leur distribution spatiale.

Localisation des milieux naturels existants

Les massifs forestiers, milieux humides et boisés existants ont été considérés comme des éléments de connectivité écologique potentiels et certains d'entre eux, identifiés comme prioritaires au niveau régional, pourraient également représenter des réservoirs de biodiversité (Canards Illimités Canada, 2006; Gratton, 2010). De manière non exhaustive, l'analyse a retenu les éléments suivants : les secteurs des Montérégiennes, le bois de Varenne-Verchères, le bois de Saint-Amable, le bois de Brossard-Laprairie et le bois de la commune, les jeunes forêts de Carignan/St-Hubert, le Grand-Bois de

Tableau 1. Sélection d'habitats à conserver et d'espèces indicatrices pour la préservation d'une connectivité naturelle sur le territoire visé (adapté de Groves, 2003).

Habitat à conserver	Espèces indicatrices	Particularité d'habitats
Forêts décidues de > 90 ans	Grand pic (<i>Dryocopus pileatus</i>), chouette rayée (<i>Strix varia</i>), piranga écarlate (<i>Piranga olivacea</i>), buse à épaulettes (<i>Buteo lineatus</i>), grive des bois (<i>Hylocichla mustelina</i>), pollinisateurs	Chicots, cavités et arbres de diamètre de plus de 40 cm, grandes superficies
Milieux humides	Canard branchu (<i>Aix sponsa</i>), espèces d'amphibiens dont la rainette faux-grillon de l'Ouest (<i>Pseudacris triseriata</i>)	Chicots, cavités, étangs temporaires et permanents, qualité de l'eau
Lacs et ruisseaux	Tortues, salamandres de ruisseaux, loutre de rivière (<i>Lontra canadensis</i>), vison d'Amérique (<i>Mustela vison</i>)	Lacs et ruisseaux oxygénés. Bandes riveraines arborescentes
Arbustaias et peuplements de début de succession	Goglu des prés (<i>Dolichonyx oryzivorus</i>), sturnelle des prés (<i>Sturnella magna</i>), crécerelle d'Amérique (<i>Falco sparverius</i>), passerin indigo (<i>Passerina cyanea</i>), bécasse d'Amérique (<i>Scolopax minor</i>), tohi à flancs roux (<i>Pipilo erythrophthalmus</i>), papillon monarque (<i>Danaus plexippus</i>), pollinisateurs	Papillon monarque, présence d'asclépiade commune (<i>Asclepias syriaca</i>)
Forêts mixtes	Pic à tête rouge (<i>Melanerpes erythrocephalus</i>)	Chicots
Forêts de conifères	Pékan (<i>Martes pennanti</i>), paruline des pins (<i>Dendroica pinus</i>)	Chicots, pinèdes
Milieu agroforestier	Coyote (<i>Canis latrans</i>), cerf de Virginie (<i>Odocoileus virginianus</i>), petit-duc maculé (<i>Otus asio</i>), couleuvre tachetée (<i>Lampropeltis triangulum triangulum</i>), pollinisateurs	Tanière, habitat d'hiver et de nourrissage, hibernacles, cavités

Mont-Saint-Grégoire, le bois de la crête de Saint-Dominique et Saint-Pie, le bois de Saint-Charles et Saint-Denis-sur-Richelieu, les bois et marécages de Farnham (figure 2).

Sur le territoire à l'étude, la cartographie des friches s'est avérée évolutive et imprécise, ces peuplements étant considérés comme des transitions entre les stades forestier et agricole ou urbain. Toutefois, l'étude de photographies aériennes a permis d'identifier des herbaçaies, des arbustaias et de jeunes forêts le long de cours d'eau instables, sujets aux inondations, aux décrochements de berges ou aux glissements de terrain. Pour maintenir la connectivité des milieux ouverts, l'identification du type de culture pourrait représenter un atout puisque certaines espèces y trouvent parfois un habitat intéressant (p. ex. sturnelle des prés [*Sturnella magna*], goglu des prés [*Dolichonyx oryzivorus*] ou sont affectés par le changement du type de culture [p. ex. busard St-Martin [*Circus cyaneus*], crécerelle d'Amérique [*Falco sparverius*]).

Terrains propices à la restauration de corridors naturels

Certains types de sols, parce qu'ils sont trop secs, rocailleux ou mal drainés, présentent des contraintes pour la pratique de l'agriculture. Nous croyons donc que l'établissement de corridors naturels pourrait être réalisé sur de tels sols. L'analyse comparative des classes de sol, des friches et des boisés résiduels révèle qu'une bonne proportion des sols peu propices à l'agriculture est déjà boisée, offrant ainsi un potentiel de connectivité intéressant.

Les secteurs avec des pentes relativement fortes (> 20 %) ou sujets à l'érosion et aux inondations présentent des contraintes importantes pour l'aménagement et l'agriculture, mais peuvent offrir un potentiel intéressant pour restaurer la connectivité s'ils sont conservés à l'état naturel. Le bassin versant de la rivière Yamaska représente un excellent exemple

puisqu'il subit des variations importantes et rapides du niveau d'eau, des inondations fréquentes et une importante érosion en raison de la fragilité des berges (Cogeby, 2009a, b) et de la présence de talus argileux en bordure du cours d'eau. Une telle érosion s'explique par une forte activité agricole (notamment les grandes cultures de maïs et de soya), la faible proportion du bassin versant protégée par une végétation naturelle et la fragilité des sols loameux ou argileux qui couvrent une partie du territoire. En conséquence, la qualité de l'eau y varie de très mauvaise à mauvaise (Cogeby, 2009a). Dans un tel cas, le maintien de bandes riveraines boisées serait bénéfique tant pour la stabilisation des sols que pour le rétablissement de la connectivité entre les habitats naturels.

Initiatives de protection et de végétalisation en milieu agricole

Rétablir une connectivité naturelle représente une tâche ambitieuse qui doit tirer profit des projets en cours de réalisation. Devant l'importance écologique que revêtent les Montérégiennes, quelques initiatives de conservation volontaire ont été mises en place depuis maintenant plus de 30 ans afin d'impliquer les propriétaires dans la protection des écosystèmes présents. Parmi de telles initiatives, notons l'implication du Centre de la Nature du Mont-Saint-Hilaire, de la Fondation du mont Saint-Bruno, de l'Association du mont Rougemont, du Centre d'interprétation écologique (CIME) du Haut-Richelieu et de la Fondation pour la conservation du mont Yamaska, tous des organismes à but non lucratif qui œuvrent à la conservation du mont Saint-Hilaire, du pourtour du mont Saint-Bruno, du mont Rougemont, du mont Saint-Grégoire et du Grand Bois de Mont-Saint-Grégoire et du mont Yamaska. En collaboration avec ces organismes, Nature-Action Québec travaille, depuis 1996, afin de mener des inventaires, d'informer les propriétaires privés et de recueillir leur engagement à gérer

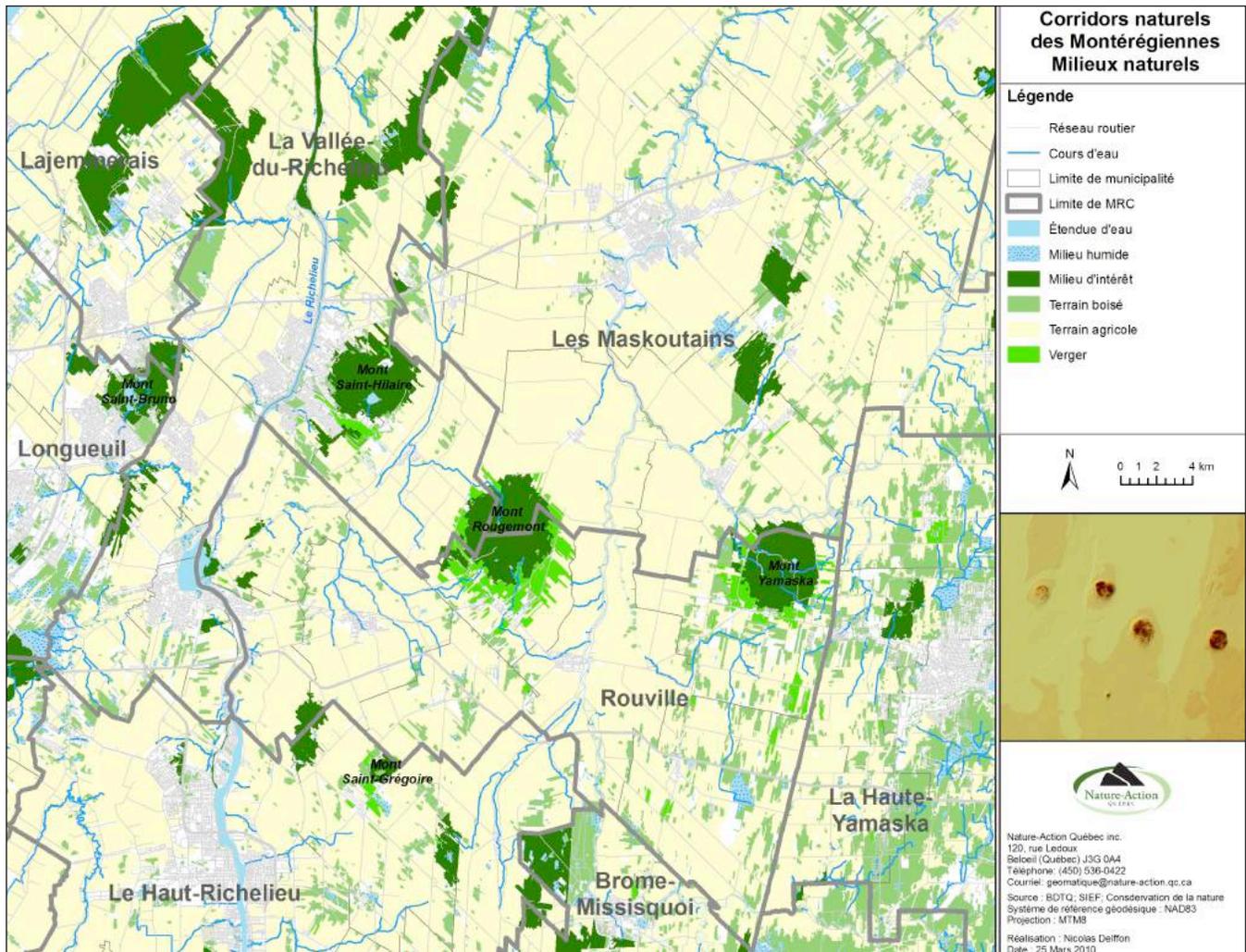


Figure 2. Localisation des milieux forestiers et humides existants sur le territoire entourant les 5 Montérégiennes de la Rive-Sud de Montréal. Les milieux d'intérêt identifiés par la planification écorégionale préliminaire de Conservation de la Nature Canada apparaissent en foncé.

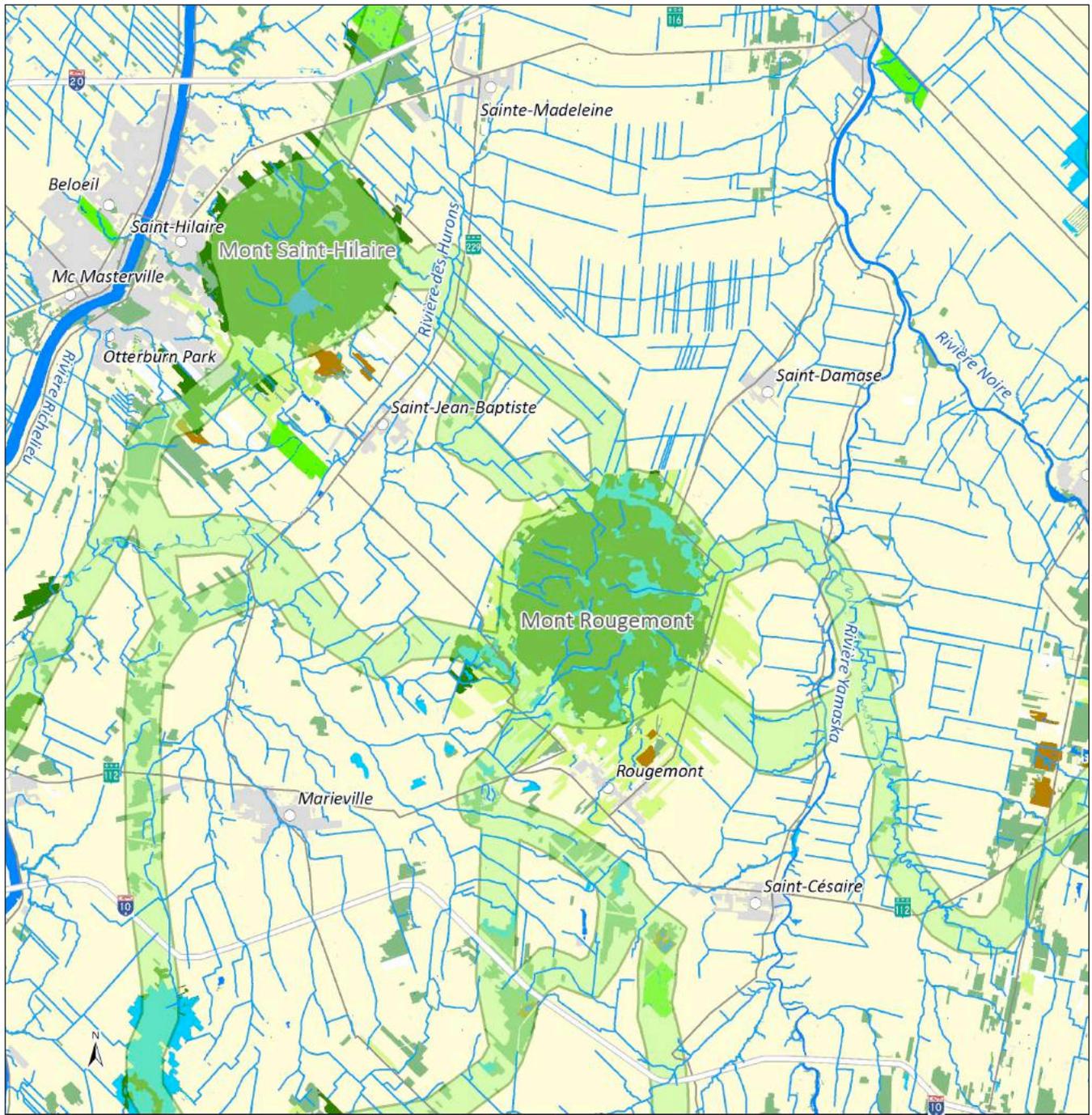
leurs biens dans l'intérêt patrimonial de la collectivité. De tels travaux ont mené 334 propriétaires à la conservation volontaire de 4 579 ha de terrain par le biais de legs de titres, de servitudes de conservation, d'ententes sur l'honneur et de plans multi-ressources avec option de conservation (PAMOC).

Plusieurs projets de restauration de bassins versants ont été élaborés en collaboration avec les clubs agro-environnementaux et la Fédération de l'Union des producteurs agricoles (UPA), constituant du même coup des opportunités intéressantes pour rétablir la connectivité écologique en milieu agricole. Ces projets, coordonnés par la Fondation de la faune du Québec et chapeautés par une fédération régionale de l'UPA ou un club-conseil en agroenvironnement (CCAÉ), impliquent également la collaboration du MAPAQ, du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) ainsi que de divers partenaires locaux. Dans une approche de gestion intégrée des ressources agricoles, hydriques et fauniques, ces projets visent à améliorer les pratiques, restaurer les berges de cours d'eau et créer des habitats fauniques de qualité.

La restauration du sous-bassin versant du ruisseau à l'Ours, qui couvre un territoire de 35 km² dans les municipalités de Saint-Jean-Baptiste, Saint-Damase et Rougemont, représente un exemple de succès intéressant. Mis en œuvre en 2009, ce projet visait à améliorer la qualité de l'eau et favoriser le rétablissement du chevalier cuirvé (*Moxostoma hubbsi*) (Fédération de l'UPA de la Mauricie, 2009). L'implication d'une quarantaine de producteurs agricoles a favorisé la caractérisation des cours d'eau, l'évaluation de l'habitat du poisson ainsi que la réalisation d'aménagements visant l'amélioration de la bande riveraine qui, ultimement, pourrait restaurer en partie un corridor faunique entre le mont Rougemont et le mont Saint-Hilaire.

Tracés de corridors potentiels à restaurer

Les étapes précédentes ont permis de mettre en évidence des liens potentiels qui, une fois restaurés, permettraient de rétablir la connectivité naturelle sur le territoire à l'étude tout en valorisant les initiatives en place dans un climat de concertation (figure 3). D'après l'information colligée sur les



Légende		
○ Villes	■ Milieux humides	■ Verger
— Route secondaire	■ Étendue d'eau	■ Zone urbaine
— Autoroute	■ Milieu d'intérêt	■ Terrain agricole
— Cours d'eau	■ Boisé	■ Golf
■ Corridors naturels des montréalaises	■ Carrière ou gravière	

N

1:130 000

0 1.5 3 km

Nature-Action Québec Inc.
130, rue Ledoux
Beloeil (Québec) J3G 0A4
Téléphone: (450) 464-5672
Courriel: geomatique@nature-action.qc.ca
Concepteur: Nicolas Delfan

Source de données: SEF, BDT, Géomatic, NAQ
Projection: MTM Zone 8
Système de référence géodésique: NAD83
CM, 2011_015

Figure 3. Cartographie préliminaire des liens naturels à restaurer sur une partie du territoire spécifique au pourtour du mont Rougemont sur la Rive-Sud de Montréal, d'après l'information colligée sur les milieux naturels d'intérêt et les projets agroenvironnementaux ou de conservation existants.

milieux naturels d'intérêt et les projets agroenvironnementaux ou de conservation existants, des liens naturels à restaurer ont été identifiés sur une partie du territoire spécifique au pourtour du mont Rougemont sur la Rive-Sud de Montréal (figure 2).

Identification de projets intégrateurs

La dernière étape de notre approche vise à identifier et diffuser les projets en cours sur le territoire. Pour ce faire, près de 45 intervenants régionaux ont été contactés afin de recenser les projets de restauration de bandes riveraines, de haies brise-vent, d'amélioration de la qualité de l'eau (entre autres) et de les cartographier (Nature-Action Québec, 2011). Un tel répertoire des projets applicables à la restauration de la connectivité naturelle en Montérégie est en développement depuis 2009 sous le thème de « Réseau de nature au service des gens », une réalisation du Centre de la Nature du Mont-Saint-Hilaire et de Nature-Action Québec. Les initiatives qui y sont répertoriées portent, entre autres, sur la valorisation des bois, les haies brise-vent et la sécurité publique, la foresterie, les corridors agroforestiers, les îlots de chaleur, le transport actif et les corridors récréotouristiques. Un autre projet portant sur l'état d'une trame verte à Montréal est actuellement en cours, en collaboration avec la Fondation David Suzuki et les partenaires du parc écologique de l'Archipel de Montréal. Il vise à identifier la valeur économique des biens et services écologiques et d'en réaliser un portrait d'ici à 2013.

Conclusion

La restauration de la connectivité naturelle en Montérégie représente un chantier ambitieux qui pourrait favoriser la préservation de la biodiversité et des fonctions des écosystèmes au bénéfice des communautés qui y habitent. L'approche méthodologique utilisée a toutefois permis d'identifier des points à améliorer, selon le financement disponible, afin d'optimiser la restauration de la connectivité. Notons, entre autres, l'acquisition de connaissances approfondies sur les conflits d'utilisation des terres par rapport aux besoins fauniques, sur la perméabilité des milieux au mouvement d'espèces fauniques et floristiques ciblées ainsi que sur les principales voies de déplacement. De plus, il importe de considérer les habitats ouverts comme des éléments à conserver dans la trame agricole et d'assurer une représentativité homogène des différents types d'habitat afin d'élaborer un design de conservation à grande échelle. Finalement, il importe de mobiliser les différents acteurs du milieu et de développer des stratégies de financement permettant la tenue d'études, la mise en place d'infrastructures de restauration et l'intégration financière, réglementaire et technique de la restauration de la connectivité écologique. L'application du cadre méthodologique au territoire des 5 Montérégiennes de la Rive-Sud a permis d'amorcer la planification de la restauration de la connectivité naturelle en compilant les initiatives des organismes en place. Afin de concrétiser les efforts investis par les acteurs régionaux, la formulation d'orientations claires de la part des diverses instances gouvernementales et la réalisation

de travaux de recherche scientifique seraient recommandées pour compléter l'acquisition des connaissances nécessaires au cadre méthodologique proposé. À échéance, ces travaux permettront de restaurer la connectivité dans les paysages hautement fragmentés du sud du Québec et offriront des dividendes sociaux, économiques et environnementaux.

Remerciements

Nous remercions tous les intervenants rencontrés dans le cadre de ce projet, particulièrement Louise Gratton, de Conservation de la nature Canada, Marcel Comiré, du Comité de valorisation du bassin-versant de la rivière Richelieu, Catherine Plante, de l'Organisme de bassin-versant de la rivière Yamaska, Ghislain Poisson, du MAPAQ, Chantal Soumahoro et Caroline Charron, de la Fédération régionale de l'UPA de Saint-Hyacinthe, Stéphane Lamoureux, du club Conseilsol, Simon Lacombe et Julie Boisvert, du Club Agridurable, Marie-Pier Lucas, du Bassin versant de la rivière à la Barbu, Frédéric Vinet, géomorphologue et photo-interprète, Nicolas Delffon, géomaticien, ainsi que les MRC de la Vallée-du-Richelieu, Rouville et des Maskoutains pour l'information cadastrale. ◀

Références

- CANARDS ILLIMITÉS CANADA, 2006. Plan de conservation des milieux humides et de leurs terres hautes adjacentes de la région administrative de la Montérégie. Canards Illimités Canada, Québec, 98 p.
- COGEBY (Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska), 2009a. Portrait du bassin versant de la rivière Yamaska, version 2007, mise à jour, décembre 2009. Plan directeur de l'eau [PDE] du bassin versant de la rivière Yamaska. COGEBY, Granby, 228 p.
- COGEBY (Conseil de gestion du bassin versant de la Yamaska), 2009b. Diagnostic du bassin versant de la Yamaska, version 2008, mise à jour, décembre 2009. Plan directeur de l'eau [PDE] du bassin versant de la rivière Yamaska. COGEBY, Granby, 157 p.
- DUCHESNE, S., L. BÉLANGER, M. GRENIER et F. HONE, 1999. Guide de conservation des corridors forestiers en milieu agricole. Fondation Les oiseleurs du Québec Inc. et Service canadien de la faune, Québec, 60 p.
- FÉDÉRATION DE L'UPA DE LA MAURICIE, 2009. Analyse des coûts et bénéfices reliés à l'implantation de bandes riveraines boisées. Fédération de l'UPA de la Mauricie, Trois-Rivières, 6 p.
- GALOIS, P., M. OUELLET et C. FORTIN, 2007. Les parcs nationaux du Québec : herpétofaune, intégrité écologique et conservation. *Le Naturaliste canadien*, 131 (1) : 76-83.
- GÉOMONT, 2010. Cartographie des pertes de superficies forestières de la Montérégie entre 2004 et 2009. Géomont, Saint-Hyacinthe, CD-ROM.
- GRATTON, L., 2010. Planification écorégionale de la Vallée du Saint-Laurent et du Lac Champlain, région du Québec. Conservation de la nature Canada, Montréal, 150 p.
- GROVES, R. C., 2003. Drafting a conservation blueprint. A practitioner's guide to planning for biodiversity. Island Press, Washington, 404 p.
- NATURE-ACTION QUÉBEC, 2011. Connectivité montérégienne. Disponible en ligne à : <http://www.nature-action.qc.ca/site/connectivite-monteregiennes>. [Visité le 11-12-01].
- RICH, T.D., C.J. BEARDMORE, H. BERLANGA, P.J. BLANCHER, M.S.W. BRADSTREET, G.S. BUTCHER, D.W. DEMAREST, E.H. DUNN, W.C. HUNTER, E.E. INIGO-ELIAS, J-A. KENNEDY, A.M. MARTELL, A.O. PANJABI, D.N. PASHLEY, K.V. ROSENBERG, C.M. RUSTAY, J.S. WENDT et T.C. WILL, 2008. Plan nord-américain de conservation des oiseaux terrestres de Partenaires d'envol. Environnement Canada, Gatineau, 98 p.

Une approche intégrée à l'échelle des paysages pour préserver la connectivité

Louise Gratton et Dirk Bryant

Résumé

Les organismes de conservation et les agences gouvernementales reconnaissent aujourd'hui que la planification des aires protégées doit aller au-delà de la simple agrégation de sites importants pour la biodiversité pour constituer un réseau écologiquement fonctionnel et que la connectivité entre les fragments naturels est importante. À différentes échelles géographiques, l'établissement de corridors naturels répond à différents enjeux environnementaux, par exemple : faciliter la dispersion des espèces à grands domaines vitaux, préserver la diversité génétique des populations et maintenir les processus évolutifs ou leur permettre de s'adapter aux changements environnementaux. Pour conserver la connectivité au sein du couloir atlantique, le défi que doivent relever le *Wildlands Network*, l'organisme « Deux pays, une forêt », Conservation de la nature Canada, *The Nature Conservancy* et le Corridor appalachien, est d'intégrer ces différents objectifs à une planification cohérente avec leur mission.

MOTS CLÉS : Appalaches, connectivité, conservation, corridor, routes

Conservation de la biodiversité et connectivité

La planification systématique de la conservation est aujourd'hui privilégiée par de nombreuses organisations pour établir des réseaux d'aires protégées visant une protection adéquate des ressources biologiques (Margules et Pressey, 2000). De manière générale, pour prendre en compte la diversité biologique ainsi que maintenir et restaurer l'intégrité écologique, cette approche vise, en premier lieu, à représenter au sein du réseau d'aires protégées la variabilité des conditions environnementales d'une région donnée, c'est-à-dire d'inclure des échantillons de tous les éléments biotiques et abiotiques tels que définis dans les classifications écologiques. Deuxièmement, elle tente de capturer les occurrences d'espèces ou de communautés rares et les sites de haute valeur écologique. Finalement, elle essaie de conserver suffisamment d'habitats pour soutenir des populations viables d'espèces focales qui jouent un rôle déterminant à l'échelle de la région ou qui sont sensibles aux activités humaines (Noss, 2003). Toutefois, résultat de leur conversion permanente à des usages anthropiques, les habitats naturels deviennent de plus en plus petits et isolés, reflet des 2 principales causes de l'érosion de la biodiversité, la destruction et la fragmentation des habitats (Wilcove et collab., 1998).

Les organismes de conservation et les agences gouvernementales reconnaissent aujourd'hui que la planification des aires protégées doit aller au-delà de la simple agrégation de sites importants pour la biodiversité, pour constituer un réseau écologiquement fonctionnel (Carroll, 2006). En Amérique du Nord, ce sont les carnivores terrestres, comme le loup (*Canis lupus*) et le grizzly (*Ursus arctos horribilis*), qui sont les plus souvent utilisés comme espèces focales pour évaluer la connectivité à l'échelle du paysage (Soulé et Terborgh, 1999). Ces espèces requièrent de grands espaces et une population de 500 individus nécessite des dizaines de

milliers de kilomètres carrés (Noss et collab., 1996), ce qui est plus grand que la très grande majorité des aires protégées. De plus, la mortalité associée aux activités humaines représente un important facteur limitant pour les carnivores. Leur capacité à se disperser dans un paysage humanisé est souvent réduite ou entravée par la présence d'infrastructures d'accès ou d'endroits plus densément peuplés (Thiel, 1985). Leur comportement est plutôt d'éviter les zones développées où leur mortalité est d'ailleurs élevée (Paquet et Carbyn, 2003).

Crooks et Sanjayan (2006) expliquent cependant que le maintien de la connectivité entre les fragments naturels résiduels n'est pas seulement important pour la dispersion des espèces à grands domaines vitaux ; plusieurs autres raisons militent en faveur du maintien de corridors naturels. À l'échelle de générations, il est peu probable qu'un petit fragment de milieu naturel puisse soutenir les populations des espèces les plus sensibles, soumises aux variations stochastiques de la démographie ou de l'environnement (Harrison, 1994). À l'échelle de dizaines de générations, la taille de ce même fragment pourrait être insuffisante pour préserver la diversité génétique d'une population, maintenir les processus évolutifs ou permettre le déplacement de son aire de répartition pour s'adapter aux changements climatiques par exemple (Frankel et Soulé, 1981). Cela explique pourquoi le concept de connectivité doit être étudié à différentes échelles géographiques en

Louise Gratton (biologiste, M. Sc.) est directrice de la science à Conservation de la nature Canada, région du Québec, membre fondateur et conseillère scientifique du Corridor appalachien.

louisegratton@conservationdelanature.ca

Dirk Bryant (biologiste, M. Sc.) est directeur des Programmes de conservation pour le chapitre des Adirondacks de The Nature Conservancy et membre actif au sein de l'organisme « Deux pays, une forêt ».

dbryant@TNC.org

réponse à différents enjeux environnementaux. Le défi que doivent relever les organismes de conservation œuvrant à l'établissement de corridors naturels et les gouvernements est d'intégrer ces différents objectifs à une planification cohérente de leurs opérations.

Une vision continentale

Le *Wildlands Network*, un organisme basé aux États-Unis et qui s'intéresse à la conservation de la connectivité à l'échelle continentale, considère que la biodiversité globale évolue à un rythme sans précédent en réponse aux changements induits par les activités humaines sur l'environnement (Wildlands Network, 2009). Étroitement liée aux processus écologiques et à l'utilisation des ressources par les sociétés, la magnitude de ces changements est telle que l'évolution de la biodiversité peut, en soi, être considérée comme un changement global (Sala et collab., 2000). Pour protéger le patrimoine naturel de l'Amérique du Nord, cette organisation a identifié 4 couloirs continentaux où leurs actions pour restaurer ou conserver la connectivité

permettraient de maintenir la densité naturelle de toutes les espèces indigènes (figure 1). Chaque couloir traverse plusieurs régions naturelles pour lesquelles des plans de conservation ont été identifiés. Ces plans utilisent les connaissances les plus à jour pour délimiter les aires les plus importantes sur le plan de la diversité biologique et évaluer leur intégrité écologique (Reining et collab., 2006). L'écorégion des Appalaches nordiques et de l'Acadie est l'une des régions naturelles du couloir atlantique.

Des connexions critiques dans les Appalaches nordiques

« Deux pays, une forêt » est une initiative canado-américaine dont les activités portent sur la protection, la conservation et la restauration des forêts et du patrimoine naturel de l'écorégion des Appalaches nordiques et de l'Acadie. Cette écorégion couvre plus de 330 000 km², chevauchant le nord-est des États-Unis et le sud-est du Canada, et englobe en totalité ou en partie l'État de New York, le Vermont, le New Hampshire, le Maine, le sud du Québec, le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard. Très diversifiée

sur le plan écologique, la région est dominée par des forêts de sapin (*Abies balsamea*), d'épinettes (*Picea* spp.) et de feuillus typiques de la forêt tempérée, d'importantes zones côtières, des chaînes de montagnes et des paysages forgés par le retrait des glaciers. Elle constitue une zone de transition écologique vers la forêt boréale et sera de plus en plus appelée à servir de corridor biologique dans l'axe « nord-sud » pour les espèces dont l'aire de répartition risque d'être modifiée en raison des changements climatiques (Trombulak et collab., 2008).

Avec la collaboration de *Wildlife Conservation Society*, « Deux pays, une forêt » a produit une analyse de l'empreinte humaine pour l'écorégion, laquelle constitue une mesure relative du degré de transformation du paysage par rapport à son état naturel (Woolmer et collab., 2008). En combinant cette analyse aux résultats de la planification systématique de conservation réalisée pour ce même territoire par *The Nature Conservancy* et Conservation de la Nature Canada (Anderson et collab., 2006), ainsi que par le *Wildlands Network* (Reining et collab., 2006), Trombulak et collab. (2008) ont identifié les secteurs irremplaçables et les plus vulnérables.

Ces analyses ne visaient pas à établir un réseau de sites prioritaires connectés, que ce soit pour répondre aux besoins d'ordre écologique présents (p. ex. les déplacements des espèces à grands domaines vitaux) ou futurs (p. ex. la réponse de l'écosystème

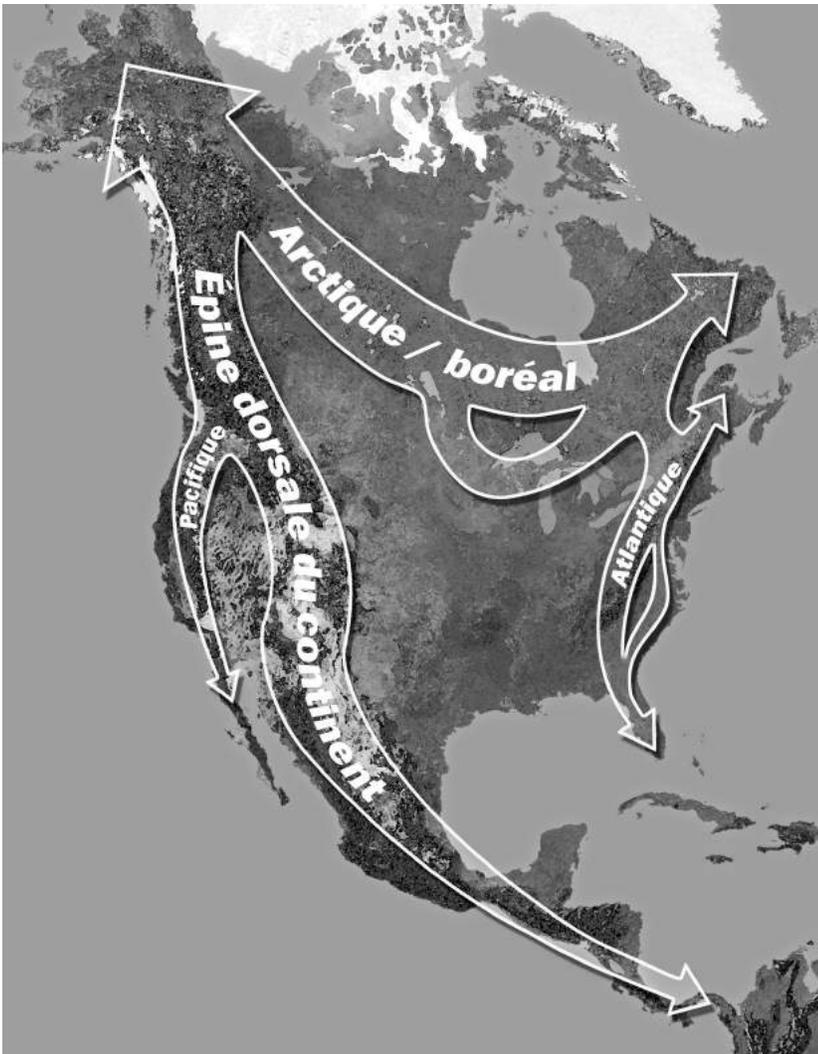


Figure 1. Les couloirs continentaux identifiés par le *Wildlands Network*.

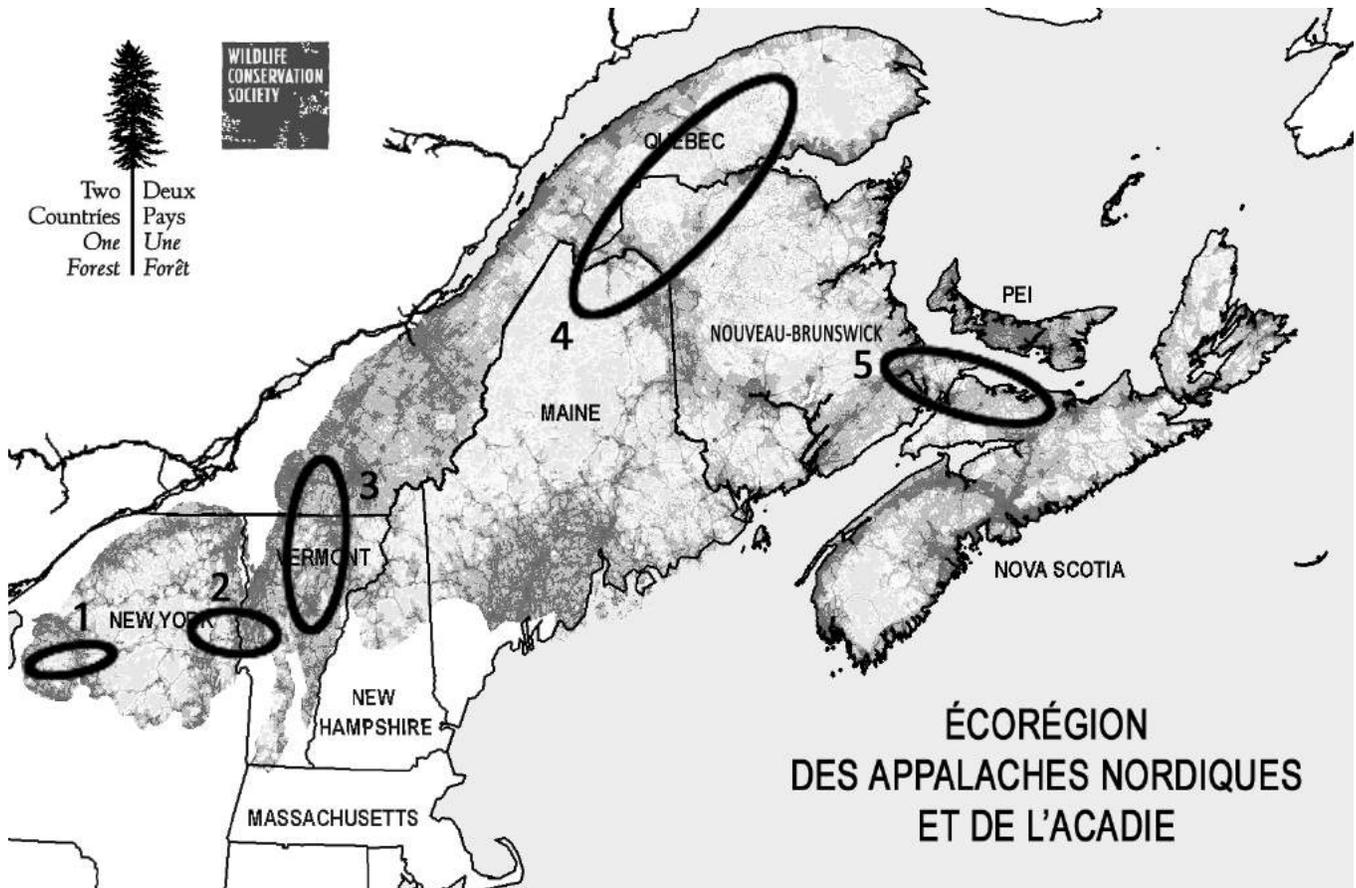


Figure 2. Localisation des régions où la connectivité est jugée en situation critique dans l'écorégion des Appalaches nordiques et l'Acadie par «Deux pays, une forêt» et la *Wildlife Conservation Society*. On trouve, d'ouest en est: 1) de Tug Hill aux Adirondacks, 2) des Adirondacks aux montagnes Vertes, 3) des montagnes Vertes aux monts Sutton, 4) du Maine à la Gaspésie et 5) du Nouveau-Brunswick à la Nouvelle-Écosse.

aux changements climatiques). Toutefois, elles ont révélé la présence de secteurs critiques (figure 2) pour le maintien de la connectivité structurelle entre de vastes territoires naturels de l'écorégion, peu importe les scénarios utilisés pour estimer l'empreinte humaine dans le futur (Woolmer et collab., 2008).

La conservation des corridors naturels

Parmi ces connexions critiques, 2 corridors naturels faisant déjà l'objet d'initiatives de conservation à l'échelle locale ont vu leur importance confirmée par les travaux de «Deux pays, une forêt». Sur un vaste territoire correspondant au prolongement des montagnes Vertes du Vermont vers le Québec sur lequel on trouve les massifs des monts Sutton et Orford, Corridor appalachien et Conservation de la nature Canada travaillent à la protection de la biodiversité et de la connectivité des grands massifs forestiers. Depuis la création de Corridor appalachien en 2002, la planification à l'échelle du paysage a été à la base même de la stratégie de conservation. Cette approche vise l'identification des noyaux de conservation, des zones tampons et des lieux de haute diversité biologique (*hotspots*) (Gratton, 2002). Grâce à sa mise en œuvre, la superficie protégée à perpétuité est passée

de 400 ha à plus de 9 000 ha en un peu moins de 10 ans. Les propriétés acquises par Conservation de la Nature Canada ont permis de consolider la protection du massif montagneux de Sutton, faisant de celui-ci la plus grande réserve naturelle en terre privée au Québec (65 km²). Avec la collaboration de plusieurs partenaires et organismes de conservation affiliés au projet, Corridor appalachien poursuit son objectif de relier cette réserve au parc national du Mont-Orford, en établissant une succession de propriétés protégées ou de servitudes de conservation entre les 2 (figure 3).

Pour compléter sa stratégie de conservation, Corridor appalachien a plus récemment identifié les corridors de dispersion naturels. S'ils étaient protégés, ceux-ci assureraient une connectivité structurelle entre les grands fragments forestiers, facilitant le mouvement des espèces animales à grands domaines vitaux sur de vastes territoires et offrant des refuges, des aires d'alimentation et de reproduction. Une revue de la littérature a permis d'axer la sélection des milieux vers différentes caractéristiques de l'habitat qui sont propices aux déplacements de la faune ou à l'évitement de celles qui leur nuisent. Une analyse basée (figure 4) sur la présence de bâtiments, de milieux humides, d'étendues d'eau et cours

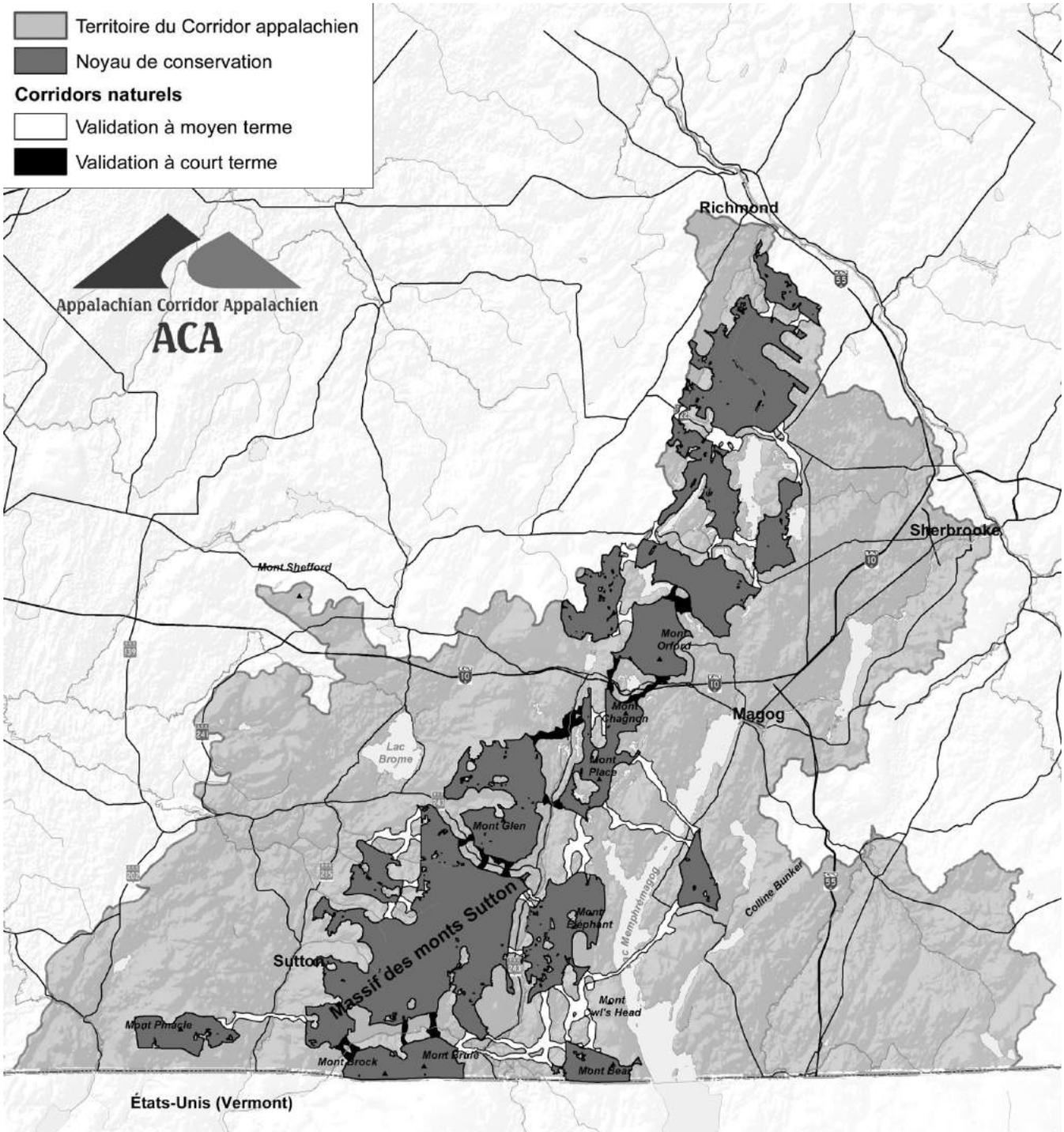


Figure 3. Les corridors préliminaires du Corridor appalachien établis par une analyse du moindre coût, c'est-à-dire en ciblant les caractéristiques de l'habitat offrant le moins de contraintes au déplacement de la faune.

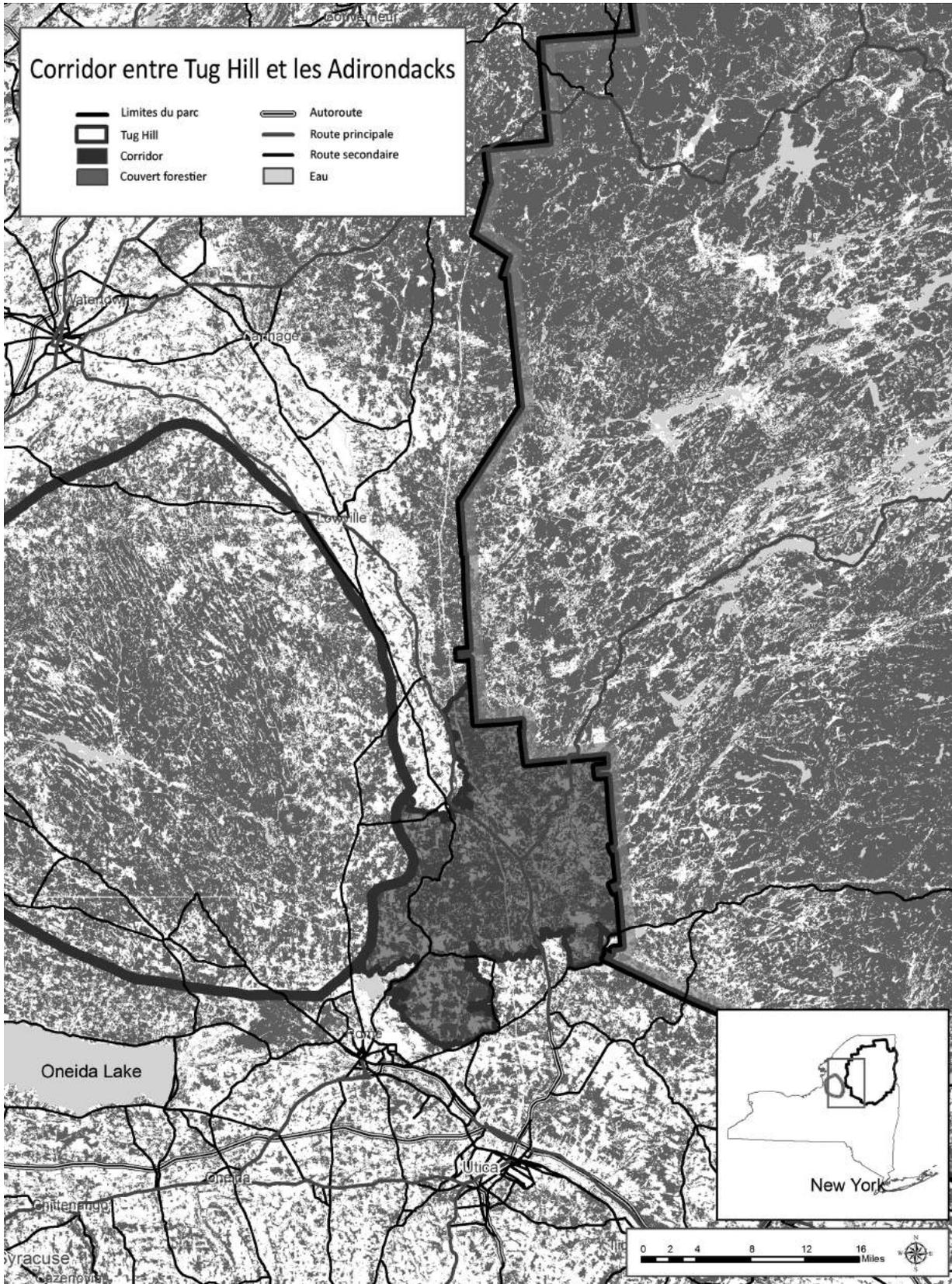


Figure 4. Le corridor proposé par le logiciel Funconn entre Tug Hill et les Adirondacks.

d'eau, de pentes, de crêtes et d'un couvert forestier réalisée avec l'extension d'analyse spatiale du logiciel ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, Californie) a permis d'identifier les tracés de moindre coût, c'est-à-dire les corridors offrant le moins de contraintes aux déplacements des espèces. Compte tenu de la date et de la qualité des données numériques disponibles, une analyse préliminaire de photographies aériennes récentes par photo-interprétation a ensuite été réalisée pour valider l'existence des corridors naturels identifiés (Robidoux et Guérin, 2010). Une validation sur le terrain a permis de déterminer la qualité des habitats au sein de ces corridors par l'identification de leurs caractéristiques physiques (présence d'infrastructures, topographie et hydrographie) et biologiques (communautés végétales). Un programme préliminaire de pistage à pied ou en raquettes, ciblant l'orignal (*Alces alces*), le coyote (*Canis latrans*), le lynx roux (*Lynx rufus*), le pékan (*Martes pennanti*), la loutre de rivière (*Lontra canadensis*), le vison (*Neovison vison*) et la martre d'Amérique (*Martes americana*), a été mis en place pendant la saison hivernale sur un nombre restreint de corridors pour évaluer l'efficacité de cette approche pour mesurer l'utilisation des corridors (Robidoux et Bouthot, 2011).

Plus récemment, avec le soutien de *Wildlands Network*, l'organisme *Cold Hollow to Canada* voyait le jour au Vermont, permettant ainsi d'envisager la réalisation d'une véritable stratégie transfrontalière pour protéger ce corridor naturel. L'analyse des corridors naturels fait partie des projets sur lesquels les organismes de part et d'autre de la frontière souhaitent collaborer.

Entre le plateau de Tug Hill et le massif montagneux des Adirondacks dans l'État de New York, le chapitre des Adirondacks de *The Nature Conservancy* a élaboré une stratégie comparable à celle du Corridor appalachien. Cet organisme a utilisé le logiciel FunConn (Theobald et collab., 2006) pour identifier les corridors naturels offrant le plus de potentiel quant au déplacement de la faune et a instauré un programme de validation de leur utilisation par la faune (figure 4). Dans cette région, *The Nature Conservancy* a identifié, avec le département du Transport de l'État de New York, environ 58 km de routes prioritaires. En 2011, au cours d'une période de 3 mois, grâce aux appareils photographiques à déclenchement automatique et au relevé quotidien des pistes d'animaux, les déplacements de la faune ont été documentés et les endroits les plus fréquentés, cartographiés. Toutes les infrastructures routières, tels les ponts, les garde-fous et les clôtures, ont été recensées dans le but de proposer des améliorations peu coûteuses aux infrastructures routières qui faciliteraient le passage de la faune. Toujours en collaboration avec le département du Transport, *The Nature Conservancy* poursuit actuellement plusieurs projets d'atténuation dont l'installation de plates-formes dans les ponts pour permettre à la faune d'utiliser cette alternative pour traverser la route plutôt que d'utiliser la chaussée.

Conservation et infrastructures routières

Pour les organismes œuvrant en conservation, l'objectif poursuivi est d'abord et avant tout d'identifier, à l'échelle locale, les corridors permettant de faciliter les mouvements de la faune et d'entreprendre les démarches de conservation pour les protéger, voire les restaurer. Dans le cadre du projet de Corridor appalachien, l'organisme a déjà entrepris les démarches pour travailler avec le ministère des Transports du Québec afin de mettre en place des aménagements favorisant le passage sécuritaire de la faune aux endroits privilégiés par celle-ci ou présentant des infrastructures routières nuisant à leur déplacement. La multiplication des outils géomatiques disponibles tels que FunConn (Theobald et collab., 2006), CircuitScape (McRae et Shah, 2011) et Marxan (Ball et collab., 2009) pour évaluer la perméabilité des paysages favorisant les déplacements fauniques offre un potentiel intéressant aux gestionnaires du réseau routier qui souhaitent à la fois diminuer les risques de collision avec la faune et protéger la biodiversité.

Remerciements

Nous tenons à remercier les organismes suivants pour leur assistance et leur collaboration à la rédaction de cet article : Conservation de la nature Canada, le chapitre des Adirondacks de *The Nature Conservancy*, le Corridor appalachien, « Deux pays, une forêt », la *Wildlife Conservation Society* et le *Wildlands Network*. Un merci tout particulier aussi à Christian Dussault et Michel Crête pour leurs commentaires judicieux sur la première version du texte. ◀

Références

- ANDERSON, M.G., B. VICKERY, M. GORMAN, L. GRATTON, M. MORRISON, J. MAILLET, A. OLIVERO, C. FERREE, D. MORSE, G. KEHM, K. ROSALSKA, S. KHANNA et S. BERNSTEIN, 2006. The northern Appalachian/Acadian Ecoregion: ecoregional assessment, conservation status and resource CD. The Nature Conservancy, Eastern Conservation Science et The Nature Conservancy of Canada : Atlantic and Quebec regions, Boston, 34 p.
- BALL, I.R., H.P. POSSINGHAM et M. WATTS, 2009. Marxan and relatives : Software for spatial conservation prioritisation. Dans : MOILANEN, A., K.A. WILSON et H.P. POSSINGHAM (édit.). Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools. Oxford University Press, Oxford, p. 185-195.
- CARROL, C., 2006. Linking connectivity to viable insights from spatially explicit population models of large carnivores. Dans : CROOKS, K.R. et M. SANYAVAN (édit.). Connectivity conservation. Cambridge University Press, Cambridge, p. 369-389.
- CROOKS, K.R. et M. SANJAYAN, 2006. Connectivity conservation : maintaining connections for nature. Dans : CROOKS, K.R. et M. SANJAYAN (édit.). Connectivity conservation. Cambridge University Press, Cambridge, 1-19.
- FRANKEL, O.H. et M.E. SOULÉ, 1981. Conservation and evolution. Cambridge University Press, Cambridge, 327 p.
- GRATTON, L., 2002. Le projet du Corridor appalachien. Une stratégie de conservation transfrontalière. *Le Naturaliste canadien*, 127(1) : 100-105.
- HARRISON, S., 1994. Metapopulations and conservation. Dans : EDWARDS, P.J., R.M. MAY et N.R. WEBB (édit.). Large-scale ecology and conservation biology. Blackwell Scientific publications, Oxford, p. 111-128.
- MARGULES, C.R. et R.L. PRESSEY, 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405 : 243-253.

- MCRÆ, B.H. et V.B. SHAH, 2011. Circuitscape user guide. Disponible en ligne à : <http://www.circuitscape.org>. [Visité le 11-08-26].
- NOSS, R.F., 2003. A checklist for wildlands network designs. *Conservation Biology*, 17 : 1-7.
- NOSS, R.F., H.B. QUIGLEY, M.G. HORNECKER, T. MERRILL et P.C. PAQUET, 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10 : 949-963.
- PAQUET, P.C. et L.N. CARBYN, 2003. Gray wolf (*Canis lupus* and allies). Dans : FELDHAMER, G.A., B.C. THOMPSON et J.A. CHAPMAN (édit.). *Wild mammals of North America*, 2^e édition. John Hopkins University Press, Baltimore, p. 386-406.
- REINING, C., K. BEASLEY, P. DORAN et C. BETTIGOLE, 2006. From Adirondacks to Acadia: a Wildlands Network design for the greater Northern Appalachians. *Wildlands Project Special Paper No. 7*, Richmond, 58 p.
- ROBIDOUX, C. et J.-R. GUÉRIN, 2010. Identification et validation des corridors naturels du territoire du Corridor appalachien. Phase 1 (2009-2010). *Corridor appalachien, Lac-Brome*, 22 p.
- ROBIDOUX, C. et G. BOUTHOT, 2011. Validation des corridors naturels sur le territoire du Corridor appalachien. Phase 2 (2010-2011). *Corridor appalachien, Lac-Brome*, 32 p.
- SALA, O.E., F.S. CHAPIN III, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANDWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M. OESTERHELD, N.L. POFF, M.T. SYKES, B.H. WALKER, M. WALKER et D.H. WALL, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 : 1770-1774.
- SOULÉ, M.E. et J. TERBORGH, 1999. *Continental conservation: Scientific foundations of regional reserve networks*. Island Press, Covelo, 227 p.
- THEOBALD, D.M., J.B. NORMAN et M.R. SHERBURNE, 2006. *FunConn v1 user's manual: ArcGIS tools for functional connectivity modeling*. Natural Resource Ecology Lab, Colorado State University, Fort Collins, 51 p.
- THIEL, R.P., 1985. Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. *American Midland Naturalist*, 113 : 404-407.
- TROMBULAK, S.C., M.G. ANDERSON, R.F. BALDWIN, K. BEASLEY, J. Ray, C. REINING, G. WOOLMER, C. BETTIGOLE, G. FORBES et L. GRATTON, 2008. The northern Appalachian/Acadian Ecoregion: priority locations for conservation action. *Two Countries, One Forest/Deux Pays, Une Forêt*, Special Report 1, Middlebury, 70 p.
- WILCOVE, D.S., D. ROTHSTEIN, J. DUBOW, A. PHILIPS et E. LOSOS, 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48 : 607-615.
- WILDLANDS NETWORK, 2009. *Wildways*. Disponible en ligne à : <http://www.twp.org/wildways>. [Visité le 11-08-26].
- WOOLMER, G., S.C. TROMBULAK, J.C. RAY, P.J. DORAN, M.G. ANDERSON, R.F. BALDWIN, A. MORGAN et E.W. SANDERSON, 2008. Rescaling the human footprint : a tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape and Urban Planning*, 87 : 42-53.

COLLOQUE «ROUTES ET FAUNE TERRESTRE: DE LA SCIENCE AUX SOLUTIONS»

Synthèse des discussions et des échanges tenus lors de la table ronde

Le comité organisateur

Le colloque « Routes et faune terrestre: de la science aux solutions » s'est terminé par une table ronde à laquelle ont participé les panélistes invités suivants: Lenore Fahrig (professeure à l'Université Carleton, Canada), Anthony Clevenger (chercheur au *Western Transportation Institute* de l'Université du Montana, États-Unis), Jean Carsignol (ingénieur écologue au ministère de l'Écologie et du Développement durable, France), Marc-André Villard (professeur à l'Université de Moncton, Canada), Dirk Bryant (directeur des Programmes de conservation, chapitre Adirondacks, *The Nature Conservancy*, États-Unis) et Louise Gratton (directrice de la science, région Québec, Conservation de la Nature, Canada).

Animée par Jean-Pierre Ouellet (UQAR) et Christian Dussault (MRNF), la discussion s'arrimait à un sondage dans lequel tous les participants au colloque avaient classé, au meilleur de leurs connaissances, les principaux enjeux liés à l'écologie routière. En ordre décroissant d'importance, les participants ont identifié les enjeux suivants: 1) la perte et la fragmentation de l'habitat, 2) les mortalités animales sur les routes, 3) le dérangement humain qui résulte de l'utilisation des routes (p. ex.: foresterie, industrie minière, récréotourisme),

4) les barrières potentielles aux échanges génétiques et 5) l'augmentation du prélèvement anthropique (chasse, piégeage et braconnage). Les panélistes et les participants ont par la suite échangé sur les principaux enjeux identifiés en s'attardant aux différences entre les administrations représentées au colloque (Québec, Ontario, Alberta, Nouveau-Brunswick, France, États-Unis), aux défis liés à la gestion d'un réseau routier, aux outils méthodologiques disponibles pour restaurer la connectivité, au développement d'une expertise reconnue en écologie routière ainsi qu'aux perspectives d'avenir en recherche et en gestion des impacts des routes sur la faune québécoise.

Un des premiers constats issus des échanges fut la grande différence existant entre la France et le Canada dans la prise en compte du concept de fragmentation des habitats liés aux routes et dans l'utilisation de mesures d'atténuation adéquates. À ce titre, M. Carsignol soulignait que les problèmes liés à la fragmentation des habitats sont reconnus partout en Europe et que plusieurs stratégies sont mises de l'avant afin de réduire ce phénomène et d'en atténuer les impacts. Par exemple, la construction de passages fauniques est une pratique courante qui est perçue comme une approche

favorable au maintien de la biodiversité dans plusieurs régions de la France. À l'opposé, ce type de mesure d'atténuation est rare et semble limité aux projets majeurs qui sont assujettis à une procédure légale au Canada. M. Clevenger faisait d'ailleurs remarquer qu'en Alberta, des mesures d'atténuation des impacts des routes étaient plutôt intégrées aux projets routiers pour améliorer la sécurité routière et limiter les accidents avec la grande faune. La restauration ou le maintien de la connectivité afin de favoriser la conservation d'espèces fauniques et les processus écologiques ne semblent pas, à elles seules, des raisons suffisantes pour justifier ce type d'infrastructure au Canada.

En s'appuyant sur plusieurs évidences liées à ses travaux récents, Mme Fahrig a démontré, lors de la conférence d'ouverture du colloque, l'importance des mortalités animales par collision routière sur la dynamique des populations des espèces vivant en bordure des routes. Les collisions avec des véhicules constituent un risque aussi bien pour la conservation des populations animales que pour la sécurité des usagers de la route. Ce sujet a fait l'objet de nombreuses discussions et l'efficacité de certaines mesures d'atténuation a été présentée lors du colloque. Pour certaines populations animales, l'importance des collisions routières est telle que les routes peuvent représenter une barrière imperméable aux déplacements. Lors de plusieurs interventions, M. Villard a souligné que la perméabilité des routes et la connectivité entre les habitats adjacents constituent des impacts plus subtils et moins spectaculaires que les collisions routières, mais tout aussi importants à considérer. Les discussions tenues lors de la table ronde ont permis de réaliser qu'aucune réponse unique ne peut être apportée pour qualifier avec précision les impacts des routes sur la connectivité des habitats, puisque ces impacts varient en fonction des espèces considérées et des conditions locales.

L'effet de barrière et la fragmentation des habitats apparaissent comme des phénomènes complexes, pour lesquels il existe une grande diversité de mesures d'atténuation. Les impacts observés sur les espèces fauniques sont très variés et souvent liés aux exigences particulières des espèces étudiées. Comme le comportement des espèces sensibles concernant les routes n'est pas toujours connu ou évalué lors des études scientifiques, il est difficile d'estimer l'influence de celles-ci sur la connectivité des habitats (ou la perméabilité des routes) ainsi que l'impact cumulé de telles infrastructures sur le succès reproducteur et la survie de ces espèces. Toutefois, Mme Fahrig faisait remarquer que les impacts des routes qui méritent le plus d'attention sont justement ceux qui influencent le taux de survie et le succès reproducteur, les principales assises de la dynamique des populations et ultimement des variations d'abondance et de la probabilité d'extinction. En effet, une perte de connectivité ou un comportement d'évitement pourrait être perçu comme ayant un impact modéré sur une

population si ce comportement ne se traduisait pas par une modification du taux de survie.

Les participants au colloque ont souligné le rôle plus secondaire, quoique pernicieux, de l'augmentation de l'accès lié au développement des réseaux routiers qui peut conséquemment induire une augmentation du dérangement humain et du prélèvement faunique. Bien que certains panélistes aient reconnu l'importance de cet enjeu dans le cas de certaines populations animales isolées, il apparaît que la difficulté à quantifier les impacts indirects d'une augmentation de l'accès et de l'activité humaine explique que ce facteur soit souvent laissé de côté dans les évaluations d'impacts environnementaux des routes sur la faune.

Finalement, plusieurs intervenants ont souligné l'importance de travailler à maintenir ou restaurer la connectivité des habitats dans un contexte de fragmentation anthropique liée, entre autres, aux routes. À ce titre, Mme Gratton et M. Bryant identifiaient le besoin criant de plusieurs organisations non gouvernementales d'obtenir des lignes directrices et une identification scientifiquement rigoureuse des seuils d'altération ou de conservation des habitats pour des espèces jugées prioritaires. Plusieurs panélistes ont toutefois souligné la difficulté inhérente à identifier de tels seuils et leur variabilité suivant les échelles spatiales, temporelles et biologiques considérées. Selon M. Carsignol, une approche proactive pourrait permettre de profiter des différentes opportunités d'aménagement qui sont associées à l'élaboration ou la réfection d'un tronçon routier. En effet, les passages fauniques (et autres structures visant à atténuer les impacts des routes sur la faune) sont intégrés d'office à tous les travaux de construction ou de réfection de routes en France, une stratégie dont plusieurs administrations devraient s'inspirer. D'ailleurs, plusieurs participants ont rappelé que les coûts associés à la mise en place des mesures d'atténuation sont beaucoup moins élevés lorsque les travaux sont réalisés en même temps que la construction de la route.

À la lumière des discussions et des échanges tenus lors de cette table ronde, quels sont les défis qui guettent les intervenants concernés par l'écologie routière? Il semble qu'une meilleure communication entre les chercheurs, les gestionnaires gouvernementaux et les regroupements écologistes est souhaitée par plusieurs intervenants afin de faciliter le transfert de connaissances, d'arrimer les besoins de recherche aux priorités des gestionnaires et d'élargir les frontières de la concertation. De tels échanges sont riches par la complémentarité des expertises et également par l'intégration d'une problématique commune à tous, soit une meilleure gestion des impacts des routes sur la faune. À cet effet, la tenue du colloque «Routes et faune terrestre: de la science aux solutions» ainsi que la publication des actes du colloque représentent un premier pas dans la bonne direction! ◀

Pour vos randonnées : deux territoires à découvrir...

Le marais Léon-Provancher

Le territoire du marais Léon-Provancher, situé à Neuville, est doté d'un réseau de 5 km de sentiers. C'est un milieu idéal pour la randonnée, la photo de nature et l'initiation des enfants à la découverte des plantes et des animaux.

Grâce au travail de nombreux bénévoles, le territoire est accessible toute l'année, gratuitement.

Pour de plus amples renseignements, consultez le site Internet de la Société Provancher :

www.provancher.qc.ca



L'île aux Basques

L'île aux Basques, située au large de Trois-Pistoles, représente une destination de choix pour des visites guidées ou pour de courts séjours en chalet.

Les visites guidées durent 3 heures et sont offertes de juin à septembre. Les personnes intéressées doivent réserver auprès du gardien de l'île aux Basques, Jean-Pierre Rioux, au numéro de téléphone 418 851-1202 à Trois-Pistoles.



La location de chalets est offerte aux membres de la Société Provancher pour des séjours allant d'une à sept nuitées. Les modalités de réservation, le tableau des disponibilités et la grille tarifaire sont disponibles sur le site Internet de la Société Provancher :

www.provancher.qc.ca

Routes et faune terrestre : de la science aux solutions

Colloque sur l'écologie routière



Photos : Pierre Bernier, Frédérick Lelièvre, Pierre Pouliot, MRNF

CONVENTION DE LA POSTE-PUBLICATION NO 40999003
RETOURNER TOUTE CORRESPONDANCE NE POUVANT ÊTRE
LIVRÉE AU CANADA À :
LA SOCIÉTÉ PROVANCHER D'HISTOIRE NATURELLE DU CANADA
1400, ROUTE DE L'AÉROPORT
QUÉBEC QC G2G 1G6