

Caractérisation des lieux de mortalité de la faune de petite et moyenne taille
le long de la route 175, Québec

Judith Plante

Mémoire

Présenté

au

Département de géographie, urbanisme et environnement

comme exigence partielle au grade de
maîtrise ès Sciences (Géographie, urbanisme et environnement)
Université Concordia
Montréal, Québec, Canada

Aout 2016

© Judith Plante, 2016

CONCORDIA UNIVERSITY
School of Graduate Studies

This is to certify that the thesis prepared

By : Judith Plante

Entitled: Caractérisation des lieux de mortalité de la faune de petite et moyenne taille le long de la route 175, Québec

and submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of

Master of Science (Geography, Planning and Environment)

complies with the regulations of the University and meets the accepted standards with respect to originality and quality.

Signed by the final Examining Committee:

_____ <i>Damon Matthews</i>	Chair
_____ <i>Pascale Biron</i>	Internal Examiner
_____ <i>Jeff Bowman</i>	External Examiner
_____ <i>Jochen A.G. Jaeger</i>	Supervisor
_____ <i>André Desrochers</i>	Co-supervisor

Approved by: _____
Graduate Program Director

2016

Dean of Faculty

RÉSUMÉ

Caractérisation des lieux de mortalité de la faune de petite et moyenne taille
le long de la route 175, Québec

Judith Plante

Les routes sont considérées comme une source majeure de perturbations pour la faune. La répercussion la plus observable au quotidien est la mortalité de la faune associée aux tentatives de traversée de la chaussée. Lors de l'élargissement de la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides, 33 passages spécialement conçus pour la faune de petite et moyenne taille ont été construits sous la chaussée. Ces passages combinés avec des clôtures d'exclusion étaient parmi les premiers de ce type au Québec. Ce projet de recherche examine l'efficacité de ces mesures d'atténuations afin de réduire la mortalité routière de la petite et moyenne faune tout en évaluant les caractéristiques du paysage qui peuvent influencer l'emplacement des mortalités. La probabilité de détection des mortalités routières a aussi été considérée puisqu'il s'agit d'une source potentielle de biais. La probabilité de détection des carcasses pour l'ensemble des espèces était de 0,72. Il n'y avait pas d'effet de l'expérience de l'observateur sur la probabilité de détection des carcasses, mais il y avait un effet de la masse de l'animal. Pour l'ensemble des espèces excluant le porc-épic d'Amérique, la marmotte commune et les micromammifères, les mortalités étaient plus importantes lorsque qu'une bande médiane avec de la végétation arbustive était présente et à la fin des clôtures comparativement aux sections non clôturées. Dans le futur, les abondances de chacune des espèces et la probabilité de détection des mortalités routières devraient être prises en considération afin d'avoir une idée plus juste de l'impact de la mortalité routière sur les populations fauniques à proximité de la route.

REMERCIEMENTS

J'aimerais prendre cette opportunité pour remercier tous ceux qui ont rendu la réalisation de ce mémoire possible. Je tiens à remercier le Ministère du transport du Québec pour le support financier et logistique, Dr Jochen Jaeger et Dr André Desrochers pour leur support, suggestions et aide tout au long du processus, les nombreux volontaires et employés qui ont participé à ce projet, sans eux le projet n'aurait pas pu être possible, le département de géographie, urbanisme et environnement ainsi que le Centre de la science de la biodiversité du Québec pour les bourses, le Parc National de la Jacques Cartier et la Réserve faunique des Laurentides pour nous avoir permis de travailler sur leur territoire et avoir fourni l'hébergement, Patrouille secours pour leur collaboration tout au long du projet, les membres de mon comité pour leurs commentaires et suggestions, Katrina Bélanger Smith pour la mise en place du projet ainsi que pour les collectes de données durant les étés 2012 et 2013 et finalement mes amis qui m'ont supporté et encouragé aux moments les plus importants.

CONTRIBUTION DES AUTEURS

Chapitre 3: Co-auteurs Jochen A.G. Jaeger et André Desrochers

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
CHAPITRE 1. INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2. REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1 Répercussions des routes sur la faune.....	3
2.2 Facteurs influençant l’emplacement des mortalités routières.....	5
2.3 Mesures d’atténuation.....	6
2.4 Probabilité de détection et biais d’échantillonnage des mortalités routières	9
CHAPITRE 3. MANUSCRIT.....	13
<i>Abstract</i>	13
3.1 Introduction.....	14
3.2 Methods.....	15
3.2.1 Study Area	15
3.2.2 Mortality surveys.....	16
3.2.3 Spatial analysis	17
3.2.4 Statistical analysis.....	18
3.3 Results.....	20
3.4 Discussion.....	22
3.4.1 Detection probability	22
3.4.2 Influence of landscape features	23
3.5 Recommendations.....	26

CHAPITRE 4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	28
4.1 Sommaire des résultats	28
4.2 Recommandations.....	29
4.3 Limitations	30
4.4 Recherches futures	31
BIBLIOGRAPHIE	42
ANNEXES	51

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Map of all mortalities found along Hwy 175 during the four sampling seasons, and of the locations of the wildlife passages for small and medium-sized mammals.....	33
Figure 2 Road divided in 100 m segments. Three types of road segments were distinguished (fenced, fence-end, unfenced).	34
Figure 3 Total numbers of observed roadkills for each species per year.....	35
Figure 4 Comparison of the average numbers of road-kill detected per day in the mornings and evenings for medium-sized and small mammals.	37
Figure 5 Total numbers of observed roadkills and numbers of roadkills corrected according to detection probability for each species (2012-2015). No detection probability could be calculated for unidentified mammals.	38
Figure 6 Effect of the mass of the animal on detection probability.	39

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 Numbers of mortalities per species used in the statistical analysis per year..... 36

Table 2 Regression model for each group and/or species based on stepwise AIC model selection using R packages MASS (Venables and Ripley 2002). Reference category for Type (estimator set at zero) was Unfenced. The Nagelkerke's pseudo- R^2 is presented (Nagelkerke 1991). 40

CHAPITRE 1. INTRODUCTION

Dans les dernières décennies en Amérique du Nord, le nombre de routes n'a cessé de s'accroître. Au Canada, entre 1996 et 2008, le réseau routier a connu une croissance de près de 16 % (Transport Canada 2011). Le Québec compte désormais environ 185 000 km de routes (Transport Québec 2015). Ce déploiement n'est pas sans conséquence. Les routes sont depuis longtemps considérées comme une source majeure de perturbations pour la faune (Forman et al. 2003). En plus de diminuer la quantité ainsi que la qualité de l'habitat, elles créent une barrière ou un filtre aux déplacements de la faune (Forman et al. 2003; Fahrig and Rytwinski 2009; Ree et al. 2015). La répercussion la plus observable au quotidien est la mortalité de la faune associée aux tentatives de traverser de la chaussée (Forman 2000). Afin de réduire les effets négatifs des routes sur les populations fauniques, plusieurs types de mesures d'atténuation ont été mis en place tels que des passages fauniques et des clôtures d'exclusion. Cependant, dans la grande majorité des cas, ces mesures sont mises en place pour les ongulés et les grands carnivores, car ils représentent un danger potentiellement mortel pour les usagers de la route (Groot Bruinderink and Hazebroek 1996; Forman et al. 2003; Ree et al. 2015). Bien que les effets des routes soient tout aussi néfastes pour la faune de petite et moyenne taille, très peu de mesures d'atténuation sont conçues et mises en place pour protéger spécifiquement cette catégorie d'animaux (McGregor et al. 2008; Fahrig and Rytwinski 2009).

Entre 2006 et 2012, la route nationale 175 traversant la réserve faunique des Laurentides et reliant la ville de Québec à la région du Saguenay est passée de deux voies à quatre voies (Bédard 2012). Lors des travaux d'élargissement, le ministère des Transports du Québec a saisi l'opportunité pour ajouter sous la chaussée des passages fauniques spécialement conçus pour la faune de petite et moyenne taille. Les passages ont été placés à proximité des endroits qui semblaient, selon les gestionnaires du ministère, être des corridors de déplacements pour la faune. Trente-trois passages de diverses dimensions ceinturés de clôtures d'exclusion ont ainsi été construits (Bédard et al. 2012). Il s'agit du premier projet de cette ampleur au Québec. La mise en place de ces mesures d'atténuation visait principalement à améliorer la connectivité entre les deux côtés de la route en plus de diminuer la mortalité routière de la faune.

Ce projet de recherche vise notamment à évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation environnementales mises en œuvre dans le cadre du projet de réaménagement de la route 175. L'attention sera portée sur la caractérisation de la mortalité routière des mammifères de petite et moyenne taille, soit de la musaraigne (*Soricidae spp.*) au loup gris (*Canis lupus*). Pour ce faire, trois questions de recherche devront trouver réponse.

Tout d'abord, qu'est-ce qui influence la probabilité de détection d'une mortalité routière et de quelle façon ? Comment les décomptes de mortalités routières sont-ils modifiés lorsque la probabilité de détection est considérée ?

Ensuite, est-ce que le nombre de mortalités est significativement plus faible dans les sections de route ayant des mesures d'atténuation comparativement aux sections de route sans mesure ? Est-ce qu'il y a une agglomération de mortalités aux extrémités des clôtures d'exclusion ?

Le dernier volet de ce projet de recherche consiste à déterminer les facteurs qui influencent l'emplacement des mortalités. Afin de répondre à cela, encore une fois, deux questions de recherche seront posées. Les mortalités routières sont-elles réparties de façon aléatoire le long de la route 175 ? Quelles sont les caractéristiques du paysage et de la route qui expliquent les patrons de mortalité des petits et moyens mammifères observés le long de la route 175 ?

CHAPITRE 2. REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Répercussions des routes sur la faune

La diminution de la qualité et de l'accessibilité des habitats à proximité des routes compte parmi les nombreux effets néfastes de ces dernières sur les populations fauniques (Forman et al. 2003; Jaeger et al. 2005; Fahrig and Rytwinski 2009). Les routes constituent également des barrières ou des filtres pour les animaux et limitent ainsi leurs déplacements (Jaeger et al. 2005). La répercussion la plus observable est la mortalité routière (Forman 2000). Cependant, quelques animaux tirent tout de même certains avantages des routes (Oxley et al. 1974; Vermeulen 1994).

La perte d'habitats associée aux routes est causée non seulement par la surface de la route en soi, mais aussi par les changements apportés à ses abords tels que la modification de la végétation. La surface de la route est une source importante de polluants, de débris et de sédiments qui se trouvent, par ruissellement ou par transport éolien, dans l'environnement à proximité des routes (Jones et al. 2000). Cela vient modifier l'habitat et en diminuer le caractère naturel (Coffin 2007). La perte d'habitats est aussi causée par le phénomène d'évitement du milieu. Cet évitement peut être causé par un dérangement par le bruit ou l'éclairage artificiel associé aux routes. L'augmentation du bruit peut diminuer le succès de reproduction de certaines espèces et mener à une diminution de l'utilisation de l'habitat à proximité des routes (Bowles 1997). L'éclairage artificiel associé aux routes peut aussi perturber la reproduction de certaines espèces en plus de modifier leur comportement d'alimentation (Longcore and Rich 2004).

Les routes contraignent les déplacements de la faune et peuvent mener à l'inaccessibilité des ressources (Clark et al. 2001). Les animaux qui ne peuvent traverser la route ne peuvent accéder aux ressources se trouvant de l'autre côté tels que la nourriture, les sites de reproduction ainsi que les différents habitats utilisés selon les saisons. Ce problème lié à l'accessibilité des ressources peut influencer négativement le taux de reproduction ainsi que le taux de survie et de ce fait, diminuer la persistance de la population (Mader 1984; Clark et al. 2001). La réduction des déplacements crée aussi une subdivision des populations. Cette subdivision se produit lorsque les populations sont séparées en plusieurs petites populations isolées entre elles. La dynamique de source-puits (source-sink) est ainsi interrompue. Les sous-populations ont plus de

chances de subir une extinction locale, car l'arrivée de nouveaux individus est interrompue ou fortement réduite (Hanski 1999).

La répercussion des routes la plus observable au quotidien sur la faune est la mortalité des individus qui tentent sans succès de traverser la route (Forman 2000). Cette mortalité peut également engendrer une subdivision des populations. Lorsque le nombre d'animaux qui réussissent à traverser la route est faible, cela crée un échange restreint de gènes qui peut mener à un isolement des populations de chaque côté de la route. La persistance des populations peut être aussi compromise par la mortalité routière lorsque celle-ci est importante et qu'elle n'est pas compensée par une augmentation du taux de natalité (Mumme et al. 2000). La mortalité routière peut également mener à une réduction de la biodiversité, à un changement du ratio des sexes dans la population et à une diminution du taux de reproduction (Forman et al. 2003; Beckmann et al. 2010). La mortalité engendrée par les routes touche une grande variété d'espèces. Dans le nord de l'état de New York, Barthelmess et Brooks (2010) ont déterminé que 50 % des espèces présentes dans leur aire d'étude étaient touchées par la mortalité routière. De plus, les mammifères de moyenne taille ont été trouvés morts plus souvent que ce que les chercheurs avaient prédit (Barthelmess and Brooks 2010). Leur prédiction était basée sur la fréquence des différentes espèces dans l'aire d'étude. Ford et Fahrig (2007) ont, quant à eux, déterminé que les taux de mortalité augmentent avec l'augmentation de la taille de l'animal jusqu'à 1,06 kg et par la suite les taux de mortalité diminuent en fonction de la taille.

Les routes n'ont toutefois pas que des effets négatifs sur les populations animales. Elles peuvent être bénéfiques pour certaines espèces. La végétation particulière trouvée en bordure des routes fournit un habitat pour certains mammifères, oiseaux et insectes (Oxley et al. 1974; Laursen 1981; Vermeulen 1994). Les routes sont aussi une source de nourriture importante pour les charognards (DeVault et al. 2003). Elles peuvent également faciliter le déplacement de certains grands carnivores tel que le loup (*Canis lupus*) (Coffin 2007). Bien que les routes aient des effets positifs pour certaines populations animales, Rytwinski et Fahrig 2007 ont répertorié cinq fois plus d'effets négatifs que positifs rapportés dans la littérature.

2.2 Facteurs influençant l'emplacement des mortalités routières

Les mortalités routières de la faune sont influencées par différentes caractéristiques du paysage. Par exemple, elles sont plus nombreuses lorsque la distance à la lisière de la forêt est faible (Clevenger et al. 2003; Barthelmess 2014). Cela pourrait être dû à l'utilisation du couvert offert par cette végétation comme protection. Les animaux pourraient avoir tendance à utiliser ce couvert pour approcher de la route tout en demeurant en sécurité. Cela pourrait être également dû à la présence de nourriture pour plusieurs herbivores ou prédateurs. La proximité d'un milieu humide joue aussi un rôle important en ce qui concerne l'emplacement des mortalités. Farmer et Brooks (2012) ont observé une diminution des mortalités routières plus la distance avec un milieu humide augmentait. Saeki et Macdonald (2004) ont, quant à eux, observé une augmentation des mortalités à proximité des cours d'eau. Cela pourrait être causé par l'utilisation des habitats associés à ces milieux par la faune pour se déplacer (O'Connell et al. 1993). L'altitude affecte également l'emplacement des mortalités. Clevenger et al. (2003) ont observé que les mortalités de mammifères tendent à être plus nombreuses à de faibles élévations. Les auteurs ne suggèrent toutefois pas d'explication à ce phénomène.

Certaines caractéristiques du réseau routier influencent également le nombre et l'emplacement des mortalités. Le volume de trafic peut, dans certains cas, augmenter le nombre de mortalités ou, dans d'autres cas, le diminuer (Clevenger et al. 2003). Par exemple, Clevenger et al. (2003) ont observé que les mammifères de petite taille avaient un taux de mortalité élevé lorsque le trafic était modéré et que ce taux diminuait lorsque le trafic était élevé. Ils ont noté l'effet contraire pour les mammifères de moyenne taille. Cela pourrait être causé par les différents comportements de la faune par rapport aux routes. En effet, l'augmentation du trafic pourrait effrayer davantage certains animaux qui éviteraient ainsi de traverser la route tandis que pour d'autres, le trafic ne serait pas une source d'appréhension et n'hésiteraient pas à traverser malgré le danger. Le nombre de mortalités est également positivement corrélé avec l'augmentation de la limite de vitesse (Barrientos and Bolonio 2009; Farmer and Brooks 2012).

Les caractéristiques physiques de la route jouent également un rôle-clé. La sinuosité de la route influence la visibilité et le temps de réaction du conducteur. Plus la sinuosité est élevée plus la visibilité et le temps de réaction diminuent. Klöcker et al. (2006) ont observé en Australie que

plus la route était courbée, plus le nombre de mortalités de kangourous était élevé. Barthelmess (2014) a aussi observé une augmentation des chances qu'une mortalité de mammifère se produise lorsque la sinuosité de la route augmente. Finalement, la largeur de la chaussée est corrélée avec le nombre de mortalités : plus la largeur de la route augmente, plus le nombre de mortalités tend à augmenter (Barthelmess 2014).

2.3 Mesures d'atténuation

Plusieurs types de mesures d'atténuation ont été mises en place au fil des ans afin de réduire les collisions entre la faune et les véhicules et afin de maintenir la connectivité. Dans la grande majorité des cas, ces mesures sont mises en place pour la grande faune puisqu'elle représente un danger potentiellement mortel pour les usagers de la route (Groot Bruinderink and Hazebroek 1996; Forman et al. 2003). Ces mesures d'atténuation se déclinent sous de nombreuses formes. Certaines visent à sensibiliser les conducteurs à la présence d'animaux dans le secteur tels que la présence accrue de panneaux d'avertissement ainsi que la création de campagnes de sensibilisation (Forman et al. 2003). D'autres mesures visent plutôt à réduire ou éliminer les situations propices aux collisions comme la diminution de la limite de vitesse dans les sections à risque, l'augmentation de l'éclairage de la route afin d'avoir une meilleure visibilité, la modification de l'habitat à proximité des routes telle que l'empierrement des mares salines, la mise en place de dispositifs visant à effrayer la faune à proximité des routes et la construction de clôtures d'exclusion (Forman et al. 2003). Un autre type de mesure d'atténuation consiste à offrir la possibilité aux animaux de traverser la route sans passer sur la surface de la route par le biais de passages fauniques (Forman et al. 2003; Carsignol et al. 2005). Les agences gouvernementales américaines estiment que parmi toutes ces mesures d'atténuation, ce sont les clôtures d'exclusion et les passages fauniques qui sont les plus efficaces pour réduire les collisions entre la faune et les véhicules (Forman et al. 2003). Malgré cela, peu d'états américains utilisent ces mesures (Glista et al. 2009).

Les clôtures d'exclusion sont placées en bordure de la route afin d'empêcher certains animaux d'accéder à la chaussée (Clevenger et al. 2001b). Elles permettent aussi de les guider vers les entrées des passages fauniques lorsqu'ils sont utilisés conjointement (Glista et al. 2009). Ces clôtures peuvent être érigées de façon continue ou simplement sur de courtes distances (Forman

et al. 2003). La plupart du temps, elles sont équipées de portes unidirectionnelles qui permettent aux animaux se trouvant accidentellement sur la surface de la route de retourner en sécurité dans la forêt (Forman et al. 2003). Ce type de clôtures est largement utilisé afin de réduire les collisions entre les ongulés et les véhicules (Forman et al. 2003). Dans le parc national de Banff, une réduction de 80 % des collisions avec les ongulés a été constatée à la suite de la mise en place de clôtures d'exclusion (Clevenger et al. 2001b). Cependant, un phénomène d'agglomération des mortalités aux extrémités des clôtures est parfois observé (Clevenger et al. 2001b; McCollister and van Manen 2010). Cela pourrait être causé par le fait que lorsque l'animal rencontre une clôture, il a des chances qu'il tourne vers l'entrée d'un passage lorsqu'il y a un. Cependant, si l'animal tourne en direction opposée, il est possible qu'il longe la clôture jusqu'à son extrémité et qu'il puisse alors tenter de traverser à cet endroit.

L'utilisation de ce type de dispositif crée une barrière physique qui empêche les animaux de circuler librement de part et d'autre de la route (Jaeger and Fahrig 2004). C'est pourquoi il est recommandé de les construire en association avec les passages fauniques pour rétablir la connectivité (Ascensão et al. 2013). Peu d'études portant sur la comparaison de mortalités avant et après l'ajout de mesures d'atténuation ont été réalisées (Roedenbeck et al. 2007), d'où la difficulté de déterminer l'efficacité de ces mesures (Glista et al. 2009; McCollister and van Manen 2010). L'efficacité pourrait néanmoins être déterminée en comparant des tronçons de route équipés de mesures d'atténuation à des tronçons de la même route sans mesures (McCollister and van Manen 2010). Il faut toutefois s'assurer que ces tronçons de route soient similaires pour qu'il n'y ait pas un corridor de déplacement privilégié dans un cas et pas dans l'autre. Il faut également que les densités des populations animales aux abords de ces tronçons soient semblables. Pour qu'elles demeurent efficaces, les clôtures d'exclusion doivent être régulièrement entretenues ce qui n'est pas toujours le cas puisqu'elles sont généralement négligées peu de temps après leur construction. Des ouvertures peuvent ainsi se créer et nuisent à leur efficacité (Forman et al. 2003).

Les passages fauniques sont des structures construites sous ou au-dessus d'une route afin de permettre aux animaux de traverser en toute sécurité sans passer sur la chaussée (Forman et al. 2003). Ces passages se déclinent sous plusieurs formes. Il peut s'agir de simples tubes de drainages secs en béton ou de formes très élaborées telles qu'un viaduc recouvert de végétation

(Carsignol et al. 2005). Puisqu'ils sont moins onéreux et plus faciles à installer, la plupart du temps, des passages sous la route plutôt qu'au-dessus sont mis en place (Carsignol et al. 2005; Glista et al. 2009). Les passages peuvent être conçus spécifiquement pour certaines espèces ou pour un groupe d'espèces (Forman et al. 2003; Carsignol et al. 2005). La plupart des passages construits jusqu'à maintenant sont conçus pour la grande faune tels que les ongulés et les grands carnivores, bien qu'il en existe certains conçus spécifiquement pour la faune de plus petite taille (Forman et al. 2003). Cependant, en Amérique du Nord, plusieurs passages construits pour les animaux de plus petite taille sont conçus pour les reptiles et les amphibiens (Woltz et al. 2008; Baxter-gilbert et al. 2015). Les mammifères de petite et moyenne taille sont parfois inclus dans les études portant sur les passages à grande faune (Elliott 2008; Lee et al. 2013). Des études ont également été effectuées sur l'utilisation par la faune des tubes de drainages déjà en place pour traverser les routes (Yanes et al. 1995; Rodriguez et al. 1996; Clevenger et al. 2001a). Quelques projets d'atténuation ont aussi pris place en Amérique du Nord. Dans le sud de l'Ontario, lors de l'agrandissement de la route Terry Fox en 2010, des clôtures d'exclusion tout au long de la route combinées avec plusieurs passages fauniques conçus pour la petite faune ont été mis en place. De nombreux déplacements ont été observés dans les passages et la mortalité routière était négligeable dans la zone ayant les mesures (Dillon Consulting Ltd 2014). Le projet a été qualifié de succès par les gestionnaires. En Colombie-Britannique dans les zones humides de deux îles de Vancouver, des tubes de drainage en métal ont été placés sous la route afin de rétablir la connectivité pour les amphibiens ainsi que les mammifères de petite et moyenne taille (Fitzgibbon 2001). Au Montana, lors de la réfection d'une route, des tubes de drainages secs ont été placés sous la route pour offrir la possibilité à la faune de traverser la route sans danger (Foresman 2001). Dans le parc naturel Paynes Prairie dans l'état de la Floride, une réduction de la mortalité de mammifères de 65 % a été observée suite à la mise en place de passages fauniques pour petite faune en combinaison avec des murs d'exclusion en béton d'une hauteur de 1,1 m (Dodd et al. 2004).

Plusieurs facteurs influencent l'efficacité des passages fauniques. L'emplacement, les dimensions de la structure, l'ouverture du passage ainsi que la végétation à l'approche en sont quelques exemples (Glista et al. 2009). Dans les sections clôturées, le nombre de mortalités augmente plus on s'éloigne des passages fauniques (McCollister and van Manen 2010). Dodd et

al. (2004) ont déterminé qu'un système de clôtures jumelé avec un système de tubes de drainage faisant office de passage faunique sous la route a réduit de 93,5 % la mortalité de la faune associée aux routes en Floride. Dans ce secteur, la faune associée à la mortalité routière était principalement des espèces de reptiles, mais aussi quelques mammifères tels que le rat du riz (*Oryzomys palustris*), l'opossum d'Amérique (*Didelphis virginiana*) et le tatou commun (*Dasypus novemcinctus*).

2.4 Probabilité de détection et biais d'échantillonnage des mortalités routières

Lors de relevés de mortalités routières, plusieurs biais d'échantillonnage sont rencontrés et ne sont que rarement considérés. Dans la plupart des études, la probabilité de détection des carcasses est ignorée ou implicitement considérée égale à 100 %, ce qui ne reflète pas la situation sur le terrain (Guinard et al. 2012). La diminution du taux de détection est causée par l'incapacité à détecter toutes les carcasses présentes sur la route. Cette incapacité peut être, entre autres, causée par un biais de l'observateur par son manque d'expérience ou son manque d'habileté, par une mauvaise visibilité due aux caractéristiques de la route ou des conditions météorologiques ainsi que par la faible taille de certaines carcasses (Slater 2002; Guinard et al. 2012; Boves and Belthoff 2012).

La probabilité de détection des carcasses est aussi grandement affectée par le type de relevé de mortalités utilisé. Les relevés effectués en voiture ont une probabilité de détection des mortalités plus faible que ceux effectués à pied (Slater 2002; Guinard et al. 2012). La taille et la couleur de la carcasse influencent aussi sa probabilité de détection des carcasses (Slater 2002). Les carcasses de plus faible taille sont plus difficiles à repérer (Teixeira et al. 2013). La vitesse à laquelle ces relevés sont effectués influence aussi la probabilité de détection des mortalités. Plus la vitesse est élevée, plus la probabilité de détection des carcasses tend à diminuer (Collinson et al. 2014). Teixeira et al. (2013) ont comparé des relevés de mortalités effectués en voiture à une vitesse de 50 km/h, à d'autres effectués à pied. Les probabilités de détection des mortalités différaient grandement pour les différentes espèces de petite taille, mais étaient semblables pour celles de grande taille. Pour des raisons de faisabilité et financières, la plupart du temps, les relevés en voiture sont tout de même utilisés. À l'heure actuelle, il n'existe pas de protocole standardisé pour effectuer les relevés de mortalités routières, d'où la difficulté de comparer les

études. Collinson et al. (2014) ont testé différents protocoles afin de confectionner un protocole standardisé de relevé de mortalités minimisant l'erreur associée à la probabilité de détection des carcasses. Ils proposent d'effectuer les relevés à une vitesse maximale de 50 km/h. Cependant, il est difficile de mettre au point un protocole standardisé puisque la surface échantillonnée et les ressources disponibles dans les diverses études de mortalités varient grandement.

Le temps de persistance des carcasses, soit le temps que les carcasses des animaux restent sur la route, est un autre facteur rarement pris en compte, bien qu'il soit considéré comme la source principale de biais lors de l'échantillonnage de mortalités routières (Slater 2002; Antworth et al. 2005). La source principale de disparition des carcasses de la chaussée est le retrait par les charognards (Antworth et al. 2005). Plusieurs espèces incluent des carcasses dans leur régime alimentaire, comme les corvidés et les renards (Mason and MacDonald 1995; Cypher 2003). Certains charognards ont tendance à utiliser les routes afin de faciliter leur recherche de carcasses pour s'alimenter puisqu'il s'agit de milieux ouverts qui offrent une bonne visibilité. Les routes représentent aussi une excellente source de carcasses à cause de l'important taux de mortalité dû aux collisions entre les véhicules et la faune (DeVault et al. 2003). L'activité des charognards est cependant affectée par les conditions météorologiques, le volume de trafic ainsi que la taille de la carcasse. Les conditions météorologiques qui tendent à réduire la visibilité comme la présence de brouillard et de pluie augmente le temps de persistance des carcasses en réduisant l'activité des charognards (Slater 2002). La période de l'année est aussi à considérer. La persistance des carcasses est plus faible en été dû à l'augmentation de la température et de l'activité des communautés d'insectes nécrophages et des charognards (Santos et al. 2011).

Un volume de trafic élevé réduit aussi l'accessibilité des carcasses aux charognards et augmente par le fait même le temps de persistance (Slater 2002). Le taux de persistance varie selon l'emplacement de la carcasse sur la chaussée. Antworth et al. (2005) ont observé un retrait des carcasses plus important et plus rapide au centre de la route comparativement à celles placées sur les accotements. Cela pourrait être causé par une meilleure visibilité des carcasses. L'état de la mortalité affecte également son temps de persistance. Plusieurs espèces de charognards utilisent aussi leur odorat pour repérer les animaux. Ainsi, les carcasses avec des lésions externes ou en morceaux, donc qui dégagent plus d'effluves, sont repérées plus rapidement (DeVault et al. 2003; Antworth et al. 2005).

Suite à une collision avec un véhicule, la persistance de la plupart des animaux sur la chaussée est évaluée à moins de 24 heures après leur décès (Santos et al. 2011; Teixeira et al. 2013). Ratton et al. (2014) ont déterminé que 89 % des carcasses de poussins placées sur la route étaient retirés dans les premiers 24 heures. La taille de la carcasse affecte son temps de persistance : une carcasse plus petite sera plus facilement retirée par un charognard ou poussée hors de la route par les véhicules (Santos et al. 2011; Guinard et al. 2012). Le groupe taxonomique influence aussi la vitesse de retrait et le taux de persistance des carcasses (Antworth et al. 2005; Santos et al. 2011; Guinard et al. 2012). Ainsi, Santos et al. (2011) recommandent d'effectuer des relevés journaliers de mortalités lorsque l'étude porte sur de petits mammifères et des relevés hebdomadaires pour les grands carnivores afin d'avoir un taux de persistance égale ou supérieure à 50 %. Le taux de persistance varie selon le moment de la journée (Ratton et al. 2014). Guinard et al. (2012) ont observé des taux de persistance plus importants durant la nuit que durant la journée où la plupart des espèces de charognards, comme les corvidés, sont plus actives. Afin de minimiser leur impact, les relevés devraient être conduits dès le lever du soleil (Antworth et al. 2005).

L'humain peut aussi jouer un rôle dans le retrait des carcasses. Les employés de la voirie peuvent déplacer certaines carcasses de grande taille afin de rendre la chaussée sécuritaire. Ils peuvent aussi tout simplement déplacer dans le fossé les carcasses de plus faible taille lors de travaux d'entretien de la chaussée. Les automobilistes peuvent aussi déplacer certains animaux morts dans les fossés pour des fins de sécurité ou même collecter certains spécimens pour des fins alimentaires ou afin de conserver certaines parties de l'animal comme le crâne, la fourrure ou les griffes (Santos et al. 2011). Un autre facteur qui peut induire un biais dans l'échantillonnage de mortalités routières est le fait que certains animaux ne meurent pas immédiatement suite à la collision avec un véhicule. Ces animaux ont le temps de sortir de l'emprise de la route avant de mourir. Ainsi, leur carcasse ne peut être comptabilisée. En cherchant pour des mortalités routières de renards roux (*Vulpes vulpes*) sur la route, sur l'accotement et à proximité de la route, Baker et al. (2004) ont trouvé 24 % des mortalités hors de la surface de la route et de l'accotement.

À cause de toutes ces sources de biais dans l'échantillonnage, la mortalité de la faune de petite et moyenne taille est difficilement quantifiable. La probabilité de détection et le temps de

persistance des carcasses lorsqu'ils ne sont pas considérés, mènent à une sous-estimation des taux mortalités. Slater (2002) estime que les taux de mortalité peuvent être 12 à 16 fois plus importants qu'observés. Il est important de considérer ces aspects lors des études de mortalités routières afin de tenter de corriger adéquatement les estimations.

CHAPITRE 3. MANUSCRIT

Why did it try to cross the road ? Landscape and road features influencing roadkill locations

Abstract

Roads are widely considered as a major source of disturbance to wildlife. Their most observable effect on a daily basis is the wildlife mortality associated with road crossing attempts. In order to reduce the number of roadkills, mitigation measures such as wildlife passages have been developed. Between 2006 and 2012, during the widening of Quebec's Highway 175 from two to four lanes, 33 wildlife passages designed specifically for small and medium-sized mammals were added under the road. Medium fauna fences were also built for 100 m on each side of every passage to direct animals through the passage entrance. Our study examines the effectiveness of these passages and exclusion fences to reduce the number of roadkills of small and medium mammals while controlling for the potential confounding effects of landscape variables. We analysed the spatial distribution of road mortalities along Highway 175. Daily mortality surveys were conducted by car during summers 2012 to 2015. Detection probability of roadkills was also assessed. During these four years, 892 mortalities were found comprising 13 different species or taxonomic groups. We examined the relationship between roadkill locations and distance to various landscape features such as forest cover, and water bodies, and also the presence of mitigation measures. For all species combined, mortalities were significantly higher at the fence ends than within the fenced sections and the unfenced sections. Furthermore, the presence of shrubby vegetation in the median strip separating the two directions of the highway also increased the number of roadkill for species over 1 kg. The general detection probability (p) for all species combined was 0.72. For species less than 1 kg and species over 1 kg, p was 0.17 and 0.82, respectively. Future road mortality studies should be combined with adequate data of the surrounding abundance of faunal populations and take into consideration detection probability of roadkills to get a more accurate estimate of the road effects at the population level of each species.

3.1 Introduction

Roads are widely considered as a major source of disturbance to wildlife. In addition to decreasing the quantity and quality of habitat, they often create a barrier or a filter to wildlife movements (Forman et al. 2003; Fahrig and Rytwinski 2009). However, their most observable effect on a daily basis is the wildlife mortality associated with road crossing attempts (Forman 2000). Road mortality can have an effect on population persistence in time (Forman 2000). As an attempt to reduce the number of roadkills, mitigation measures such as wildlife passages, exclusion fences, warning signs, increasing of artificial lights and modifications of the landscape, have been developed. US government agencies estimate that among all these mitigation measures, it is the exclusion fencing and wildlife crossings that are most effective for reducing collisions between wildlife and vehicles (Forman et al. 2003). Such measures allow animals to cross safely the road and prevent them from moving across the road. Studies have observed a reduction of mortalities for a large variety of species in fenced sections of roads (Clevenger et al. 2001b; Dodd et al. 2004). However, an agglomeration of roadkills at the end of the fences has sometimes been observed (Clevenger et al. 2001b; McCollister and van Manen 2010). This can happen when an animal encounters a fence and decides to move along it until it finds an opening to cross the road. Instead of creating a reduction of mortalities, fences can cause a displacement of roadkill locations toward the end of the fences.

Road mortality locations can also be influenced by different landscape features. For example, the number of roadkills is higher when the distance to the forest edge is shorter (Clevenger et al. 2003; Barthelmess 2014). The presence of vegetation cover can provide protection to animals when they approach the road (Gunson et al. 2011). Identifying landscape features influencing roadkill locations can guide future managers to place mitigation measures in places that can be problematic or to modify the features to reduce the attractiveness for crossing. To identify these landscape features, road mortality surveys can be done. However, several sources of sampling bias exist during these surveys and they are rarely addressed. In most studies, the probability of detection of carcasses is ignored or implicitly considered equal to 100% (Guinard et al. 2012). Not taking them into consideration can lead to an important underestimation of the true rate of road mortality (Guinard et al. 2015). A more accurate estimate of the real number of road

mortalities can contribute to assess more appropriately the related issues of road mortality for the affected populations.

Most of these mitigation measures were specifically designed for large fauna because large mammals represent a potentially deadly danger for drivers (Groot Bruinderink and Hazebroek 1996; Forman et al. 2003). Even though road mortality could also endanger populations of smaller fauna, little work has been done to reduce collisions with these animals (McGregor et al. 2008; Fahrig and Rytwinski 2009). In Quebec, between 2006 and 2012, 33 wildlife passages especially designed for small and medium-sized fauna were built under the Hwy 175. The focus of the present study is on road mortality of small and medium-sized mammals on the Hwy 175. To assess the effectiveness of mitigation measures to reduce the mortality of small and medium-sized mammals associated with traffic collisions, three research questions need to be answered. (1) Do observer experience and animal size influence the detection probability of road mortalities and if so, how? We expected that detection probability of carcasses would increase with experience and animal size (Slater 2002; Boves and Belthoff 2012; Teixeira et al. 2013; Guinard et al. 2015). (2) Are road mortalities lower in sections with mitigation measures such as exclusion fences and wildlife passages? We expected that in sections with mitigation measures the number of roadkills would be reduced because the exclusion fences would prevent the animals from accessing the road and would direct them towards the passage entrances (Clevenger et al. 2001b; Dodd et al. 2004). Also, we expected that the number of roadkills will be higher at fence-ends than at fenced or unfenced road sections (Clevenger et al. 2001b; Dodd et al. 2004; McCollister and van Manen 2010). (3) Which landscape features explain the mortality patterns observed along the Hwy 175? For example, we predicted that the number of roadkills will be higher in sections situated closer to the forest edge (Clevenger et al. 2003; Clevenger and Kociolek 2006; Barthelmess 2014) and also when a median with vegetation is present (Bellis and Graves 1971; Clevenger et al. 2003).

3.2 Methods

3.2.1 Study Area

This study took place in the province of Quebec along Hwy 175. This road connects the cities of Quebec and Saguenay, through a boreal forest dominated by balsam fir (*Abies balsamea*) and

black spruce (*Picea mariana*). The road crosses the Réserve faunique des Laurentides, where logging, trapping and hunting are permitted, and Montmorency Forest, where logging is permitted, but hunting is prohibited. It also borders the Parc National de la Jacques-Cartier, where logging and hunting are both prohibited. In 2014, the average annual daily traffic flow was around 6000 vehicles (Ministère des Transports du Québec 2014). An annual increase of 2-3 % of the traffic volume have been observed on this road (Jaeger and Clevenger 2012).

Between 2006 and 2012, the Hwy 175 that goes through the Réserve faunique des Laurentides has been widened from two to four lanes, almost tripling the width of the right-of-way (Bédard 2012). During the widening process, 33 wildlife passages designed specifically for small and medium-sized mammals were added under the road (Bédard et al. 2012). The passages were placed in locations that seemed, according to project managers, the most likely to be wildlife movement corridors. They are among the first wildlife passages built in the province of Quebec especially designed for small and medium-sized fauna. Medium fauna fences were also built on each side of every passage to direct animals towards the passage entrance. Each fence was about 100 m long and 90 cm high with a 6 cm mesh size. Along some parts of this highway, fences for larger species were added, with mesh size of 30 cm by 18 cm. We assume that those additional fences did not hamper movements of smaller species which are the focus of the present study. The implementation of these mitigation measures is aimed at maintaining the connectivity between the two sides of the road in addition to reducing the number of roadkills. The focus of the present study is on road mortality of animals as small as the shrew (*Soricidae spp.*) up to the size of the gray wolf (*Canis lupus*). In 2012, at the beginning of this study, the construction of 18 passages designed for small and medium-sized mammals and associated fencing were completed. The study took place on the road section including these passages (Figure 1).

3.2.2 Mortality surveys

We conducted road mortality surveys during the summers from 2012 to 2015. They were completed on a 136 km loop between km 75.5 and 143.5 of Hwy 175. We alternated the starting point between four locations along the road to avoid potential bias that could result from using only one starting point. We conducted surveys at a speed of 70 km/h, with one driver and one observer, and it took approximately 3 hours to complete them. When we found a dead animal,

we took GPS coordinates and noted the species. We also took a picture of it and then we removed the carcass off the road surface.

We divided sampling seasons into 10-day sessions. The sessions were separated by four days without surveys. In each session, for the first three days, we conducted mortality surveys in the evening, three hours before sunset. No mortality survey was conducted on the fourth day to allow for a time period of at least 24 hours between surveys. For the last six days of each session, we conducted mortality surveys in the morning, 30 minutes after sunrise. Since the time of the day when surveys are conducted can induce a bias because of the scavenger activity and the variation in traffic volume during the day, we conducted both morning and evening surveys. In 2012, we completed ten sample sessions between June 11 and October 24, and nine sessions in 2013 between June 3 and October 24. In 2014, between May 26 and September 17, we performed eight sample sessions. Finally, in 2015, we conducted seven sample sessions between June 1 and September 2, for a total of 306 mortality surveys over four summers. No surveys were done during the winter season due to snow conditions and because the carcasses are removed by snowplows.

During the summers of 2014 and 2015, respectively, we conducted 28 and 17 mortality surveys with two cars instead of only one to gather data for assessing detection probability. Each vehicle did a standard survey completely independent from the other car. The only protocol modification was that the first vehicle did not remove the carcasses from the road, so they would stay available for the second car. Vehicles started their surveys 20 minutes apart. We considered double surveys to be done in closed populations (i.e., no removal or addition of carcasses during the detection by the first car and arrival of the second car).

3.2.3 Spatial analysis

We mapped the mortality locations identified in the field as well as passage and fence locations using ArcGIS 10.2 (ESRI 2014). We divided the road section where the study took place into 100 m segments, for a total of 1360 segments (680 along the northbound lanes and 680 along the southbound lanes). We counted the total number of dead animals for each 100 m. We defined the segment type based on its location relative to the medium-fauna exclusion fences. We considered it “fenced” when it was fully included in the medium fauna fence and “unfenced” if it was fully

out of the fences. We coded it as “at the fence-end” if it overlapped with the fence end or if it was within 200 m from the fence end outwards from the fenced section (Figure 2). Using only 100 m seemed to be too short to capture the phenomenon. Cserkés et al. (2013) observed that the majority of the roadkills were found within 400 m of the fence ends (for medium-sized and big fauna). Accordingly, using 200 m for small and medium animals made good sense since those species tends to have smaller home range and smaller daily movements. We calculated the minimal distances to various landscape features from each segment centroid. Those landscape features were distance to forest edge, to the closest wetland, river or stream, to the nearest deciduous forest, to mixed forest and to coniferous forest. We evaluated landscape features from GIS layers obtained from the 4th forest inventory by the ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs with a minimum polygon size of 500 m² (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs 2013).

We calculated the distances to the forest edge, which includes all types of forests and shrubby vegetation, from a GIS layer created by Katrina Bélanger-Smith (2014). This layer was produced from aerial imagery of Google EarthTM by calculating minimum distances between segment centroid and the nearest forest edge. The accuracy of the layer was checked in the field at 36 points with a range finder and the accuracy was within 5 meters. We assessed presence of a median with shrubby vegetation in the field.

3.2.4 Statistical analysis

We did all statistical analyses using R statistical software (R Development Core Team 2013). To estimate detection probabilities, we only considered the segments with at least one mortality detected during the double surveys ($n = 97$). We did an exact one-sided binomial test ($\alpha = 5\%$) to test if the observer who completed a greater number of surveys detected mortalities more often than the other observer. We calculated the average detection probability by calculating the detection probability of each car and then by taking their average. The detection probability of each car was calculated based on the following rationale. During the double surveys, the number of dead animals on the road is N_{real} . This number can be calculated from the results of the surveys. The number of dead animals detected by both observers (Obs1 and Obs2) is

$$(1) \quad N_{\text{both}} = N_{\text{real}} * p_{\text{Obs1}} * p_{\text{Obs2}}$$

because these are the animals that are found by both of them. The number of animals detected by observer 1 is

$$(2) \quad N_1 = N_{\text{real}} * p_{\text{Obs1}}$$

and the number of animals detected by observer 2 is

$$(3) \quad N_2 = N_{\text{real}} * p_{\text{Obs2}} .$$

Information about N_{both} , N_1 , and N_2 is available from the survey, and the other numbers can be calculated from them. Using eq. (2) in eq. (1), $N_{\text{both}} = N_{\text{real}} * p_{\text{Obs1}} * p_{\text{Obs2}} = N_1 * p_{\text{Obs2}}$ and $p_{\text{Obs2}} = N_{\text{both}} / N_1$. Similarly, we get $N_{\text{both}} = N_{\text{real}} * p_{\text{Obs1}} * p_{\text{Obs2}} = N_2 * p_{\text{Obs1}}$ and $p_{\text{Obs1}} = N_{\text{both}} / N_2$.

Therefore, $N_{\text{real}} = N_{\text{both}} / (p_{\text{Obs1}} * p_{\text{Obs2}}) = N_1 * N_2 / N_{\text{both}}$. The two detections probabilities can differ: p_{Obs1} and p_{Obs2} . Their average is $p_{\text{av}} = (p_{\text{Obs1}} + p_{\text{Obs2}})/2 = (N_{\text{both}} / N_2 + N_{\text{both}} / N_1)/2 = N_{\text{both}} * (N_1 + N_2) / (2 * N_1 * N_2)$.

To investigate the effect of the mass of the animal on detection probability, we performed a logistic regression on the mortalities found in both surveys (coded as 1) compared to the mortalities found only once (coded as 0), using the log of the mass of the species found as the predictive variable. Species masses were taken from Ecological Archives (Smith et al. 2003).

To evaluate which road and landscape features were correlated with the location of road mortalities, we divided the species in several groups: all species less than 1 kg, over 1 kg, and all species combined except the North American porcupine, the woodchuck and the micromammals. We considered that animals smaller than 1 kg can easily pass through the fences. We excluded the North American porcupine from the last group because of its behavior. This animal does not avoid the road like the other species and it does not avoid the incoming vehicles. Woodchucks and micromammals were also excluded because they use the road verge as a habitat. We also did statistical models for each species for which at least 40 observations were available. We used generalized linear models (GLMs; McCullough and Nelder 1989) with binomial distribution to produce the models for all the models except for species less than 1 kg and for North American porcupine for which it was with a Poisson distribution. Values corrected for imperfect detection were not used in the GLMs analysis. As mortality data were of the “presence-only” form, they lent themselves to an alternative and widely-used modeling approach, resource selection functions (RSFs,

Manly et al. 2002). In the current study, RSFs yield values proportional to the probability of finding a roadkill in a location, based on a set of random locations used as a ‘yardstick’. To assess the robustness of the results, we ran resource selection functions using the same sets of covariates as GLMs.

For the independent variables, we tested for multicollinearity (Pearson’s $r > 0.70$) (Clevenger et al. 2003; Barthelmess 2014). None of the variables had to be removed. For species-specific models with less than 50 observations, only four variables were studied (distance to forest edge, to river and to wetlands as well as the presence of a vegetated median). For each road segment, the mortalities were counted and their sum served as the response variable.

To evaluate the effect of exclusion fencing on the number of roadkills, we used a post-hoc Dunn’s test using the package *dunn.test* (Dinno 2016). We conducted it at a 0.05 level of significance to evaluate if the mortalities detected in each category of road (fenced, fence-end, unfenced) were significantly different from one another. We assume that spatial autocorrelation, i.e. similar animal responses in given locations due to factors not included in the models, was small or nonexistent.

3.3 Results

A total of 892 mortalities from 13 species or groups of species were detected over the four sampling years (Figure 3). None of the roadkills implied species at risk, endangered or threatened. The North American porcupine was the species found most often. Thirty-eight mortalities had to be removed from the analysis due to human or GPS errors. Unknown mammals were also removed ($n = 67$). A total of 787 mortalities were kept in the analysis (Table 1). When all the carcasses were mapped, visual examination revealed no specific pattern, but the locations appeared to cover the entire highway (Figure 1). The average number of roadkill detected per day was 2.7 (SE: ± 0.15) animals. This was slightly higher (by 6%) during the morning surveys than during the evening surveys, but this small difference was not statistically significant. However, when medium-sized and small mammals were examined separately, higher numbers were found at different times. For medium-sized mammals, the numbers were 37% higher during the evening surveys than the morning surveys, whereas for small mammals, the numbers were 450% higher in the morning surveys (Figure 4).

The general detection probability for all species combined was 0.72. For species less than 1 kg and species over 1 kg, they were 0.17 and 0.82, respectively (Figure 5). There was no significant effect of observer experience (i.e. number of surveys completed before they found the mortality) for species over 1 kg (Exact one-sided Binomial test, $p = 0.3$), for species less than 1 kg (Exact one-sided Binomial test, $p = 0.3$), and for all species combined regardless of their mass (Exact one-sided Binomial test, $p = 0.3$). However, there was a significant effect of the mass of the species on detection probability (Figure 5) (GLM, $df = 96$, $z = 4.01$, $p < 0.0001$, 95% CI [0.36, 0.98]).

For all species combined, the average number of mortalities was the highest at the ends of the fenced sections. The average number of mortalities was lower in the fenced sections than the unfenced ones. Post-hoc Dunn's test detected significantly more carcasses at fence-ends than on road sections without mitigation ($p = 0.008$) and at fence-ends than on fenced road sections ($p = 0.02$; Appendix 1).

For species with a mass less than 1 kg, mortality was the lowest for fenced segments. The average number of mortalities was slightly higher at the ends of the fenced sections than in the unfenced sections. However, post-hoc Dunn's test detected no significant difference in the average number of mortalities between road segment types at 0.05 level of significance (Appendix 2). Mortality was significantly higher closer to coniferous forest and lower closer to lakes (Table 2).

For species with a mass over 1 kg, the average number of mortalities was the highest at the ends of the fenced sections. The average of mortalities was lower in the fenced sections than the unfenced ones. Post-hoc Dunn's test detected significantly more carcasses at fence-ends than on road sections without mitigation ($p = 0.003$; Appendix 3). Mortality was 0.263 times higher at the fence end compared to the unfenced section and 0.540 times higher when a median with vegetation was present. Mortality was also higher closer to the forest edge.

For all of the species combined except the North American porcupine, the woodchuck and the micromammals, mortality was the lowest in fenced segments (Appendix 4). The average number

of mortalities was higher at the ends of the fenced sections than in the unfenced ones. Post-hoc Dunn's test detected significantly more carcasses at fence-ends than on fenced road sections ($p = 0.003$). Mortality was 0.507 times higher at the fence ends compared to the unfenced sections, and 0.662 times higher when a median with vegetation was present. Mortality was slightly higher closer to deciduous forest (Table 2).

For the snowshoe hare, mortality was 1.495 times higher when a median with vegetation was present. Mortality decreased when the distance to the forest edge increased. Mortality also increased closer to lakes. For the striped skunk, mortality was 0.840 times higher at the fence end compared to the unfenced section. For the North American porcupine, mortality was 0.257 times higher at the fence end compared to the unfenced section and 0.536 times higher when a median with vegetation was present. Mortality decreased when the distance to the forest edge increased. Mortality also increased closer to coniferous forest and decreased slightly closer to deciduous forest (Table 2). Results obtained from resource selection models were similar to these results (Appendix 5), which indicates robustness of the results.

3.4 Discussion

3.4.1 Detection probability

We found a significant effect of body mass on detection probability. The detection probability varies by a factor of 5.9 depending on the species. Small animals had a smaller detection probability than the bigger ones. This is consistent with results of Teixeira et al. (2013). Smaller animals can be easily missed by the observer, especially when the surveys are done by car (Slater 2002; Teixeira et al. 2013; Guinard et al. 2015). Even though it has been mentioned that the searcher's observation abilities could influence the detection probability (Slater 2002; Boves and Belthoff 2012), we did not find an effect of observer experience. None of the observers had previous experience at detecting roadkills prior to their first survey. Our hypothesis was that the more surveys they had done prior to the current survey, the more likely they would detect a carcass, because they would have built experience over the surveys. This was not reflected in our data, but our sample size was not large, and observer experience did not cover a large range.

In this study, accounting for detection probability only, roadkill rates have been shown to be underestimated by factor of 1.2 to 5.9 for medium-sized and small mammals, respectively. The vast majority of studies of road mortality do not take into consideration two potential major sources of bias: detection probability and persistence time. Not taking them into consideration can lead to an underestimation of the true rate of road mortalities (Guinard et al. 2015). According to Teixeira et al. (2013), mortality rates can be two to 39 times larger when detection probability and persistence time are considered. Slater (2002) determined for a variety of small and medium vertebrates that mortality rates can be 12 to 16 times higher, and Guinard et al. (2015) found that mortality rate for birds is 3 times higher if the two sources of bias are considered. Taking into consideration detection probability can help to more accurately estimate the real number of road mortalities and to access more appropriately the related issues of road mortality for the affected populations (e.g. in a cost-benefit analysis).

This study did not take into consideration persistence time. After a collision, the persistence of most animals on the road surface is less than 24 hours (Santos et al. 2011; Teixeira et al. 2013). The size of the carcass also influences the removal rate. A smaller carcass will be removed faster than a bigger one (Santos et al. 2011; Guinard et al. 2012). To minimise the impact of the small persistence time, we did daily mortality surveys as suggested by Santos et al. (2011). Taking in consideration the persistence time would have increased our estimates of number of roadkills.

Even if detection probability and persistence time are considered, mortality rates can still be underestimated when surveys cover only the road surface. Some animals can be hit by a car, but may keep moving and die away from the road. While looking for roadkills on the road surface, the road verge and in the environment surrounding the road, Baker et al. (2004) found 24 % of all red fox roadkills away from the road surface or the road verge. There is also a possibility that some carcasses have been missed by both vehicles during the double survey. A standardized protocol for roadkill detection does not exist yet. Therefore, the comparison of mortality rates is barely possible between different studies (Guinard et al. 2012).

3.4.2 Influence of landscape features

Mortality of combined species over 1 kg, of porcupines, of snowshoe hares, and for all species combined except the North American porcupine, the woodchuck, and the micromammals were

significantly higher when a vegetated median was present. The utilisation of the center median by fauna and the role of it on animal movement have not been well studied (Adams 1984; Forman and Alexander 1998). When a vegetated median is present, the distance to move through open land is reduced, which may make such locations more attractive for wildlife for crossing the road than other locations. Clevenger et al. (2003) suggest that forested medians could offer a natural habitat in a disturbed area. They can also offer some sort of short-term refuge for animals who try to cross the road (Bellis and Graves 1971). Bellis and Graves (1971) determined that the number of roadkills of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) is higher when a vegetated median is present. The presence of a center median can also attract birds and increase bird-vehicle collisions (Clevenger et al. 2003). In our study area, the majority of the vegetated medians are situated in the southern part of the wildlife reserve. In this area, animal abundance could be higher due to the lower elevation and to higher habitat quality in general. Higher population abundances can lead to greater road mortality rate (Dickerson 1939; Seiler and Helldin 2006). To reduce road mortality associated with vegetated median, Boves and Belthoff (2012) suggest to modify the median vegetation to be less appealing for animals. For example, Clevenger and Kociolek (2013) suggested to minimise shrubbery to reduce vegetal cover. However, such action may increase the barrier or filter effect of the road. This would limit animal movements between each side of the road even more. This is a result of the trade-off between management actions for reducing road mortality and enhance of the permeability of the road.

Roadkills of snowshoe hares, of porcupines and of all the species over 1 kg combined were higher when the forest edge was closer to the road. It has been observed for a range of mammals that roadkills tends to occur more often when the forest edge is closer to the road (Clevenger et al. 2003; Clevenger and Kociolek 2006; Barthelmess 2014). In the state of New York, Barthelmess (2014) observed that for each meter of increase in distance between the road surface and the forest edge, the odds of roadkill for various species of mammals like North American porcupines, striped skunks, and cottontails are between 1.09 and 12.42 times lower. In Illinois, Finder et al. (1999) also found that the probability of a deer-vehicle collision is greater when forest edge is closer to the road. Clevenger et al. (2003) observed the same relationship in Banff National Park for snowshoe hares and all small and medium-sized mammals combined. As

suggested by Barthelmess (2014), higher number of roadkills in locations where the forest edge is close to the road may be explained by a reduction of visibility for drivers to see the animal approaching the road and may also reduce the animal's ability to see and avoid the incoming vehicles. The presence of vegetation cover can also provide protection to animal when they approach the road (Gunson et al. 2011). When the forest edge is close to the road surface on both sides of the road, the distance to move through open land is reduced, which may make such locations more attractive for wildlife for crossing the road than other locations. To reduce wildlife mortality associated with the proximity of forest edge, Barthelmess (2014) and Gunson et al. (2011) suggested to remove the forest cover close to the road surface and to create an inhospitable environment for targeted species. However, this measure may increase the barrier effect of the road (Rondinini and Doncaster 2002; Shepard et al. 2008). On the other hand, the forest cover could be conserved and combined with exclusion fences and wildlife passages. This way the cover serves as a natural conduit to the locations where animals can safely cross the road.

The distance to rivers was not significant in any model. Mortalities of species less than 1 kg increased when the distance to lakes increased. The opposite was observed for snowshoe hares. Riparian habitats along watercourses such as rivers can be used by some species for movement (O'Connell et al. 1993). However, the effect of the distance to water on road mortality risk seems to be species specific. For deer, Ng et al. (2008) observed an increase of probability of road mortality in areas closer to water. Saeki and Macdonald (2004) found the same phenomenon for raccoon dogs in Japan (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*). Ramp et al. (2005) also observed an increase of mortality of eastern grey kangaroos (*Macropus giganteus*), common wombats (*Combatus ursinus*) and feral animals closer to water. On the other hand, Kanda et al. (2006) did not observe any relationship with the distance to open water for opossums. Barthelmess (2014) also did not observe any significant effect of the distance to water on road mortality for a variety of small and medium-size mammals.

We observed for species over 1 kg, less than 1 kg, and for all species combined, that the number of roadkills was lower within fenced sections than unfenced ones, but for all of them this difference was not statistically significant. Exclusion fences are used to reduce wildlife road mortality. The road can be all fenced or only fenced along some sections. In Banff National Park,

a reduction of 80 % of vehicle-ungulate collisions has been observed after the implementation of partial exclusion fences (Clevenger et al. 2001b). In Florida, Dodd et al. (2004) noted a reduction by a factor of 2.8 of the road mortality rate of a large variety of vertebrate species after the construction of exclusion fences. However, agglomerations of mortalities at the ends of the fenced sections can sometimes be observed (Clevenger et al. 2001b; Dodd et al. 2004; McCollister and van Manen 2010) as we did in this study. For example, Dodd et al. (2004) found 73 % of all mortality observed in their study within 400 m from the end of the exclusion fence. We observed an agglomeration of mortalities within the 200 m from the fence ends for species over 1 kg, for all species combined, and for species combined except the North American porcupine, the woodchuck and the micromammals. This can happen when an animal encounters a fence and decides to move along it until it finds an opening to cross the road. When exclusion fences are used in combination with wildlife passages, they can direct the animals to the passage entrance. If passages are absent the animal is directed to the fence end and is likely to cross the road on the road surface. This can result in mortality displacements toward the fence ends instead of a reduction in mortality.

In our study area, mitigation measures have been placed in locations that seemed at first the most likely to be wildlife movement corridors. Local abundance data for each species were not available. Without this information, it is not possible to draw adequate conclusions about the mitigation effectiveness at the population level (van der Grift et al. 2012). Population density might be higher in areas surrounding the road sections with mitigation measures and this can lead to an increase of numbers of roadkills in these sections (Dickerson 1939; Seiler and Helldin 2006).

3.5 Recommendations

The presence of a median with vegetation between the northbound and southbound lanes seems to increase the likelihood of road mortality. Landscape features such as this one can be modified relatively easily. For example, the vegetation of the median can be removed. However, this can attract other species, like woodchucks, and increase their road mortality. Furthermore, such action may increase the barrier or filter effect of the road. This would limit even more animal movements between the two sides of the road. This demonstrates the trade-off between

management actions for reducing road mortality and conservation of the permeability of the road.

Road mortality studies should be combined with adequate data on the surrounding abundance of faunal populations to better assess the road's effects at the population level of each species (van der Grift et al. 2012). Taking in consideration detection probability of roadkills would also give a more accurate estimate of the proportion of the population affected by the road. The effectiveness of mitigation measures for reducing the number of roadkills should be monitored over long periods to ensure that more than one natural population cycle of some species and the times needed for species to habituate to the new structures is covered. The length of each cycle depends on the species studied.

In our study area, there appears to be a mortality displacement toward the fence ends, but since mitigation measures have been placed at locations that seemed to be wildlife movement corridors this may only reflect that more animals try to cross at those locations in the first place. Without more information about the surrounding populations, it is not possible to draw conclusions. Segments with mitigation measures could be compared with sections without mitigation, but with the same landscape features. Animal abundance should also be taken in consideration.

Finally, fence and passage maintenance should be done on a regular basis. Exclusion fences can be damaged by trees or by snow, among other things. Smaller wildlife passages can be blocked by rocks and sediments. Passages with wooden ledge can be damaged by exposure to the elements. All the mitigation measures should be monitored on a regular basis and, when needed, repairs should be made quickly so their effectiveness would not be impacted.

CHAPITRE 4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

4.1 Sommaire des résultats

Nos résultats confirment l'ensemble de nos hypothèses à l'exception de celle portant sur l'effet de l'expérience de l'observateur sur la probabilité de détection des carcasses. La probabilité de détection des carcasses est, en général, omise lors des études portant sur la mortalité routière. Ce projet a permis de démontrer l'importance de la prendre en considération afin de ne pas sous-estimer les estimations de mortalités et d'avoir un portrait plus juste des impacts des routes sur les populations. La probabilité de détection pour l'ensemble des espèces était de 0,72. Il n'y avait pas d'effet de l'expérience de l'observateur sur la probabilité de détection contrairement à ce que nous avions pensé. Notre hypothèse était que plus l'observateur réalise de relevés de mortalités plus la probabilité de détection augmente puisque l'observateur est plus expérimenté pour trouver les carcasses. Par contre, il y avait un effet de la masse de l'animal. Pour les espèces de moins de 1 kg et pour celles de plus de 1 kg, elles étaient de 0,17 et de 0,82 respectivement. En connaissant ces probabilités de détection, il est possible de savoir que les estimations de mortalités routières sont sous-estimées par un facteur de 1,2 pour les espèces de plus de 1 kg et de 5,9 pour les espèces de moins de 1 kg.

Pour l'ensemble des espèces de plus de 1 kg, le lièvre d'Amérique, porc-épic d'Amérique et toutes les espèces combinées excluant le porc-épic d'Amérique, les micromammifères et la marmotte commune les mortalités étaient plus importantes lorsqu'une bande médiane avec de la végétation arbustive était présente. Il a été démontré que les mortalités de certains cervidés et oiseaux sont plus importantes lorsqu'une bande médiane avec végétation est présente (Bellis and Graves 1971; Clewenger et al. 2003). Cependant, cette caractéristique du paysage est rarement considérée lors des analyses spatiales des mortalités routières. Les mortalités de lièvres d'Amérique, de porcs-épics d'Amérique et des mammifères de plus de 1 kg étaient plus importantes lorsque la distance entre la lisière de la forêt et la route était faible. Les mortalités de lièvre d'Amérique étaient également plus importantes à proximité des étendues d'eau.

Pour tous les groupes d'espèces testés, les moyennes de mortalité pour les segments clôturés étaient les plus élevées. Les segments non clôturés présentaient les moyennes de mortalité par segment les plus faibles. Cependant, pour les espèces de moins de 1 kg, il n'y avait aucune

différence significative entre les types de segments. Pour l'ensemble des espèces, il y avait une différence significative entre les segments à la fin des clôtures et les segments clôturés ainsi que les segments non-clôturés. Pour les espèces de moins de 1 kg et l'ensemble des espèces combinées excluant le porc-épic d'Amérique, les micromammifères et la marmotte commune, il y avait une différence significative entre les segments à la fin des clôtures et les segments non clôturés. Une moyenne de mortalité plus importante dans les segments à la fin des clôtures pourrait indiquer un déplacement des mortalités. Les animaux au lieu de tenter de traverser dans les sections clôturées se déplaceraient vers les extrémités des clôtures pour tenter de traverser à ces endroits.

4.2 Recommandations

Afin d'avoir un portrait plus juste de l'effet de la mortalité routière sur les populations fauniques, il est important de prendre en considération la probabilité de détections des carcasses. Le fait de prendre en considération la probabilité de détection permet de mieux capter l'ampleur des impacts des routes sur les populations animales. Cependant, il est également important d'avoir à disposition les informations concernant les abondances locales des populations fauniques à proximité des différentes sections de routes. Cela permet d'évaluer les impacts de la route au niveau des populations.

Afin de réduire les mortalités routières des mammifères de petite et moyenne taille le long de la route 175, certaines mesures peuvent être mises en place. Les caractéristiques du paysage telles que la présence d'une bande médiane avec végétation sont relativement facilement modifiables. Par exemple, la végétation arbustive peut être retirée dans les bandes médianes. Toutefois, cela accentue l'effet de barrière ou de filtre de la route et limite davantage les mouvements de la faune. Cela traduit bien la dualité entre la mise en place de mesures d'atténuation afin de réduire la mortalité routière de la faune et la conservation de la perméabilité de route. Il faut également prendre en considération l'espèce ou le groupe d'espèce visé par ces mesures puisque pour certaines espèces cela peut diminuer leur mortalité, mais l'augmenter pour d'autres.

4.3 Limitations

En plus de la probabilité de détection, une évaluation du taux de persistance devrait être réalisée afin d'encore mieux corriger les estimations de mortalités routières. Cela permettrait de prendre en considération le retrait de certaines carcasses par les charognards. Dans cette étude, la majorité des relevés étaient effectués le matin afin de réduire au maximum l'impact des charognards sur les carcasses. Par contre, si une mortalité survenait que quelques heures après le relevé de mortalité, cela laissait amplement de temps au charognard pour retirer la carcasse. La considération du temps de persistance permettrait d'ajuster à la hausse l'estimation des mortalités routières. Ainsi, même si les estimations de mortalités de routières sont ajustées à l'aide de la probabilité de détection des carcasses, ils ne reflètent pas encore tout à fait la situation réelle.

Les mesures d'atténuations sont mises en place afin de réduire l'impact de l'activité humaine sur les populations animales. Il est par contre difficile de déterminer leur efficacité. Par exemple, dans le cas de la route 175, les mesures d'atténuation ont été placées aux endroits qui semblaient être des corridors de déplacements pour la faune selon les gestionnaires. De plus, les abondances locales de chacune des espèces ne sont pas connues. Ainsi, sans ces informations, il n'est pas possible de tirer des conclusions pour ce qui a trait à l'efficacité des mesures d'atténuation pour réduire la mortalité routière de la faune dans ce secteur. Les densités des populations fauniques ont pu être à priori plus importantes dans les secteurs à proximité des mesures d'atténuation et cela pourrait engendrer un nombre de mortalités routières plus important à ces emplacements comparativement aux sections sans mesures. Il est également possible que si les mesures d'atténuation sont efficaces afin de réduire la mortalité de la faune cela puisse mener à des populations plus importantes à proximité des passages fauniques dû à une diminution de la mortalité dans ces secteurs comparativement aux sections sans mesures. Même si la probabilité de mourir pour les animaux se trouvant près des passages est plus faible, cela peut mener à un nombre de mortalités observées plus important dans ces mêmes secteurs à cause du nombre d'individus plus important à ces endroits. Ainsi, une moyenne de mortalité plus importante à la fin des clôtures ne signifie pas nécessairement que les mesures d'atténuation ne remplissent pas adéquatement leur rôle.

Lorsque le moment est venu de prendre des décisions concernant des espèces qui ne sont pas en danger ou en voie de l'être, ces décisions peuvent être influencées, entre autres, par l'acceptabilité sociale des mesures ainsi que les coûts reliés à ces dernières. Par exemple, certains peuvent vouloir réduire à tout prix les impacts de l'activité humaine sur la biodiversité tandis que d'autres peuvent accepter une réduction du nombre d'individus dans les différentes populations animales, tout en les conservant bien au-dessus du nombre jugé minimal pour la viabilité de la population à long terme. Ainsi, les décisions concernant l'atténuation des effets des routes sur les populations animales peuvent être arbitraires et dépendent également de l'objectif visé.

En ce qui a trait aux caractéristiques du paysage, l'ensemble des relevés de mortalités ont été effectué durant la période estivale. Ainsi, les résultats obtenus ne sont applicables que pour cette période de l'année et ne peuvent être généralisée à l'ensemble de l'année puisque les habitudes de certaines espèces peuvent changer selon les saisons.

4.4 Recherches futures

Dans le futur, le taux de persistance, soit le temps qu'une carcasse reste sur la route, devrait également être considéré. Cela peut être fait en plaçant des carcasses sur la route ou en laissant les carcasses trouvées sur la chaussée lors des relevés de mortalités et en vérifiant leur présence toutes les heures (Slater 2002; Santos et al. 2011). Le fait de connaître le taux de persistance des carcasses permet de préciser l'estimation du nombre d'animaux tués sur la route.

Une façon possible d'évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation le long de la route 175 serait de comparer des tronçons de route ayant des mesures d'atténuation à des tronçons sans mesure d'atténuation, mais ayant des caractéristiques du paysage semblables. Les abondances des populations devraient également être semblables. Afin de déterminer les abondances à proximité des passages une étude de capture, marque et recapture pourrait, par exemple, être réalisée. Le suivi des mortalités routières devrait être conduit sur plusieurs années afin de s'assurer de couvrir plus d'un cycle naturel de chacune des populations fauniques à l'étude. Il pourrait également y avoir un apprentissage de la part des animaux et une habitude aux passages au fil du temps.

Afin de déterminer de quelle longueur devraient être les clôtures d'exclusion, un design expérimental pourrait être mis en place. Cela consisterait à installer des clôtures d'exclusion de

diverses longueurs dans des conditions d'habitat semblables et de par la suite effectuer des relevés de mortalités. Cela permettrait de comparer différentes longueurs de clôture et d'évaluer quelle longueur semble plus propice à diminuer l'effet de bout et à réduire plus efficacement les mortalités.

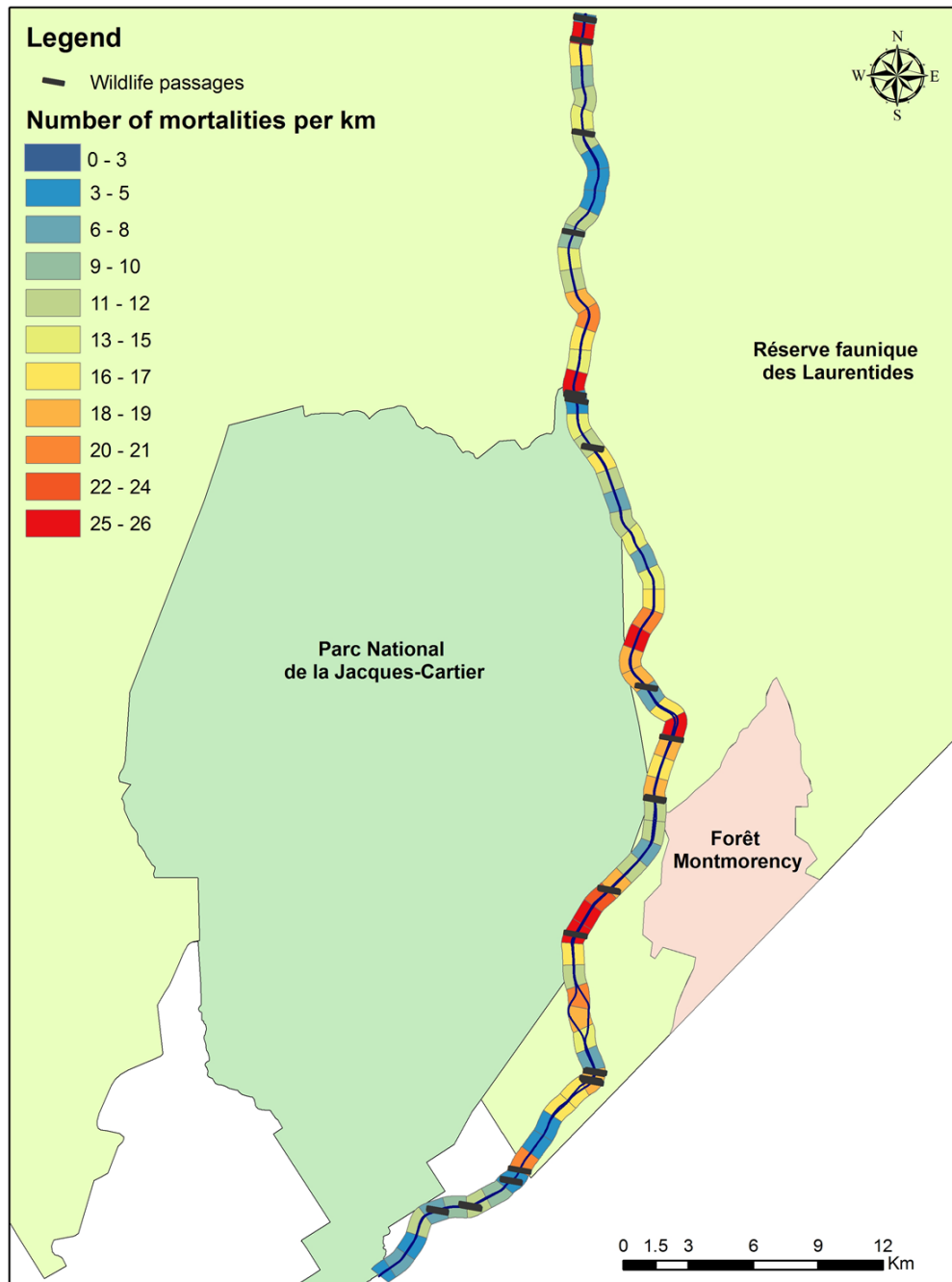


Figure 1 Map of all mortalities found along Hwy 175 during the four sampling seasons, and of the locations of the wildlife passages for small and medium-sized mammals.

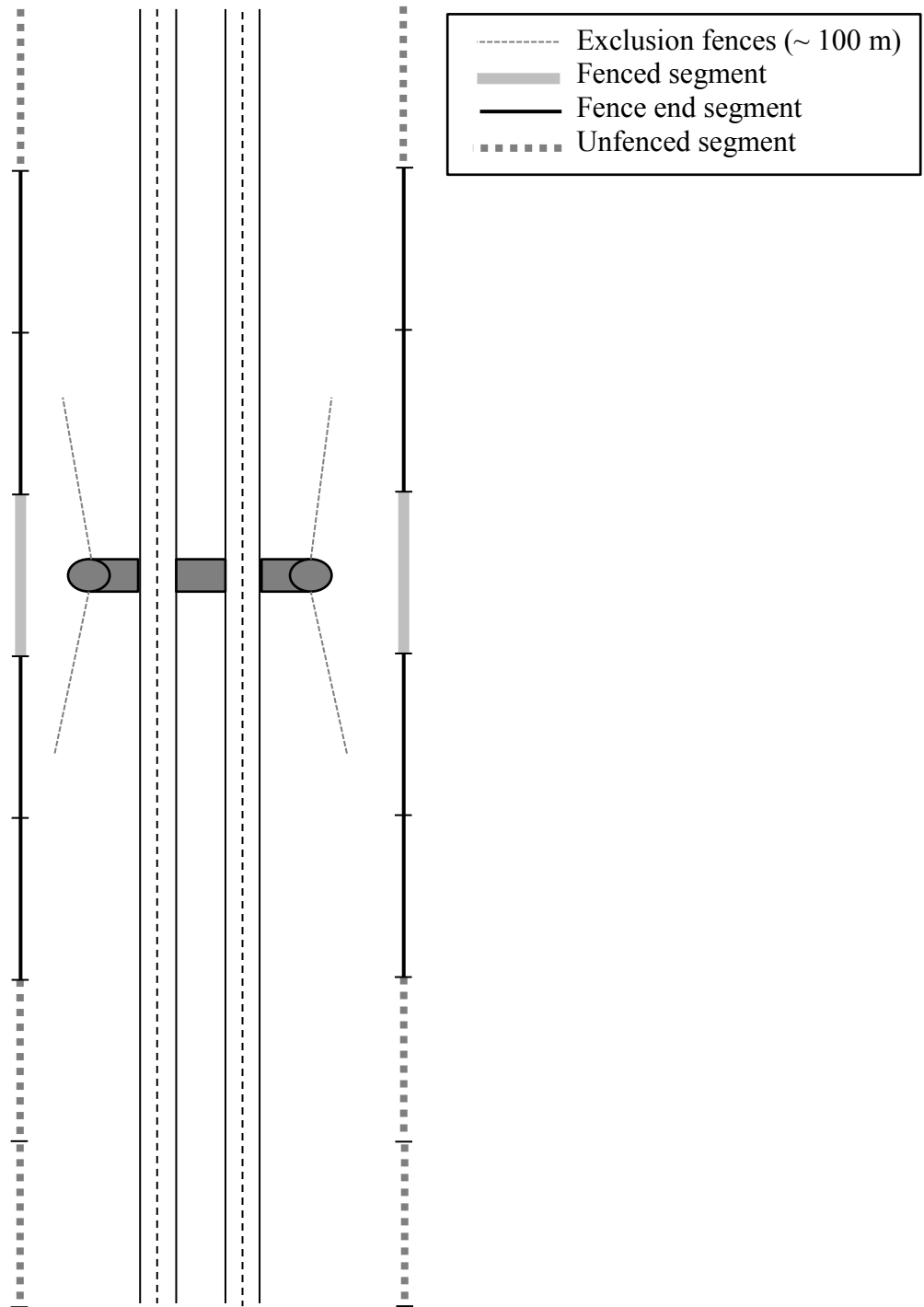


Figure 2 Road divided in 100 m segments. Three types of road segments were distinguished (fenced, fence-end, unfenced).

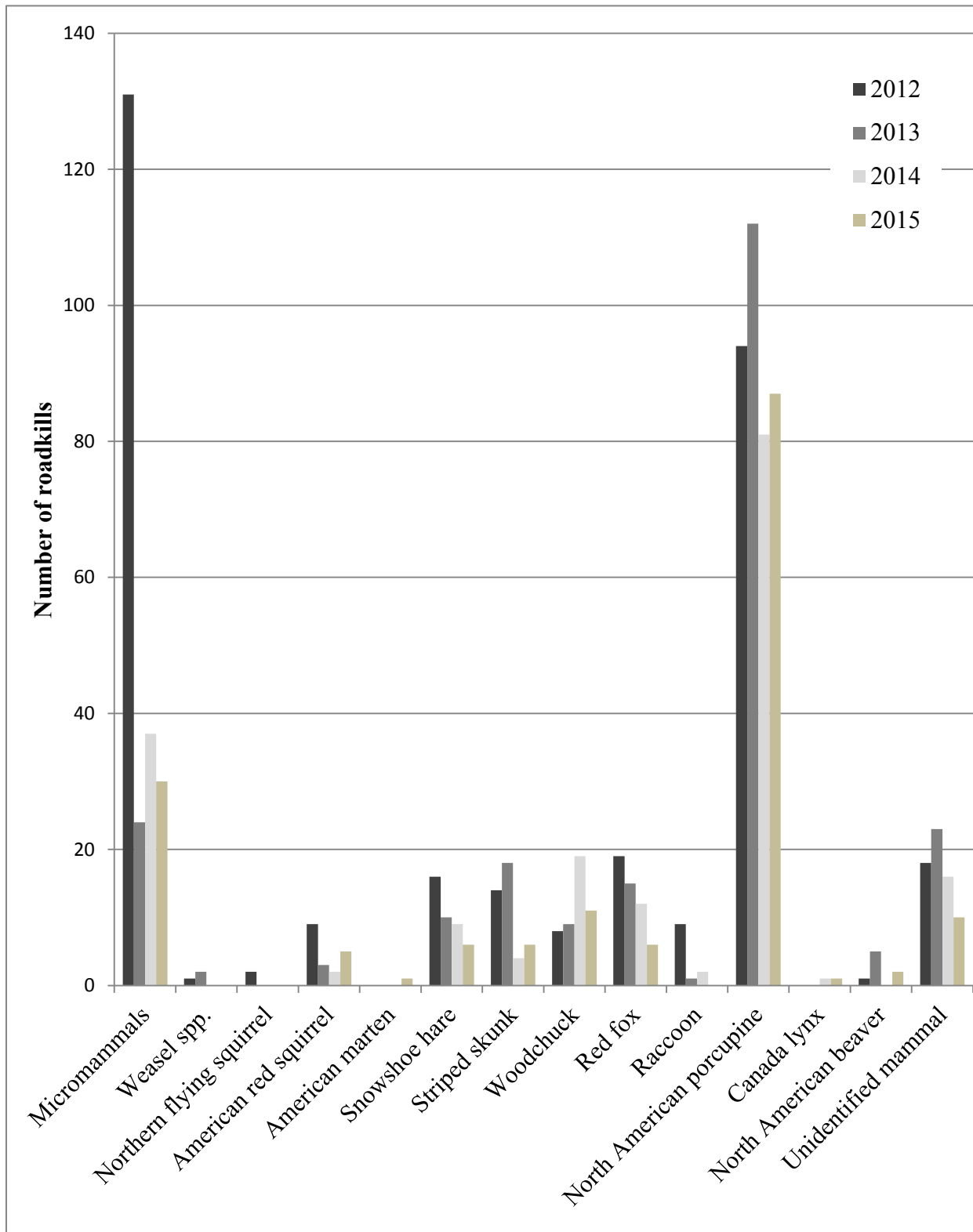


Figure 3 Total numbers of observed roadkills for each species per year.

Table 1 Numbers of mortalities per species used in the statistical analysis per year.

Species	Latin name	2012	2013	2014	2015	Total
Micromammals	<i>Arvi, Pero, Soxx</i>	118	23	37	28	206
Weasel spp.	<i>Musstela spp.</i>	1	0	0	0	1
Northern Flying Squirrel	<i>Glaucomys sabrinus</i>	2	0	0	0	2
American Red Squirrel	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	8	3	1	5	17
American Marten	<i>Martes americana</i>	0	0	0	1	1
Snowshoe Hare	<i>Lepus americanus</i>	16	10	9	6	41
Striped skunk	<i>Mephitis mephitis</i>	14	18	4	6	42
Woodchuck	<i>Marmota monax</i>	7	9	19	11	46
Red Fox	<i>Vulpes vulpes</i>	16	13	11	6	46
Raccoon	<i>Procyon lotor</i>	8	1	2	0	11
North American Porcupine	<i>Erethizon dorsatum</i>	90	108	80	87	365
Canada Lynx	<i>Lynx canadensis</i>	0	0	1	1	2
North American Beaver	<i>Castor canadensis</i>	0	5	0	2	7
Total		280	190	164	153	787

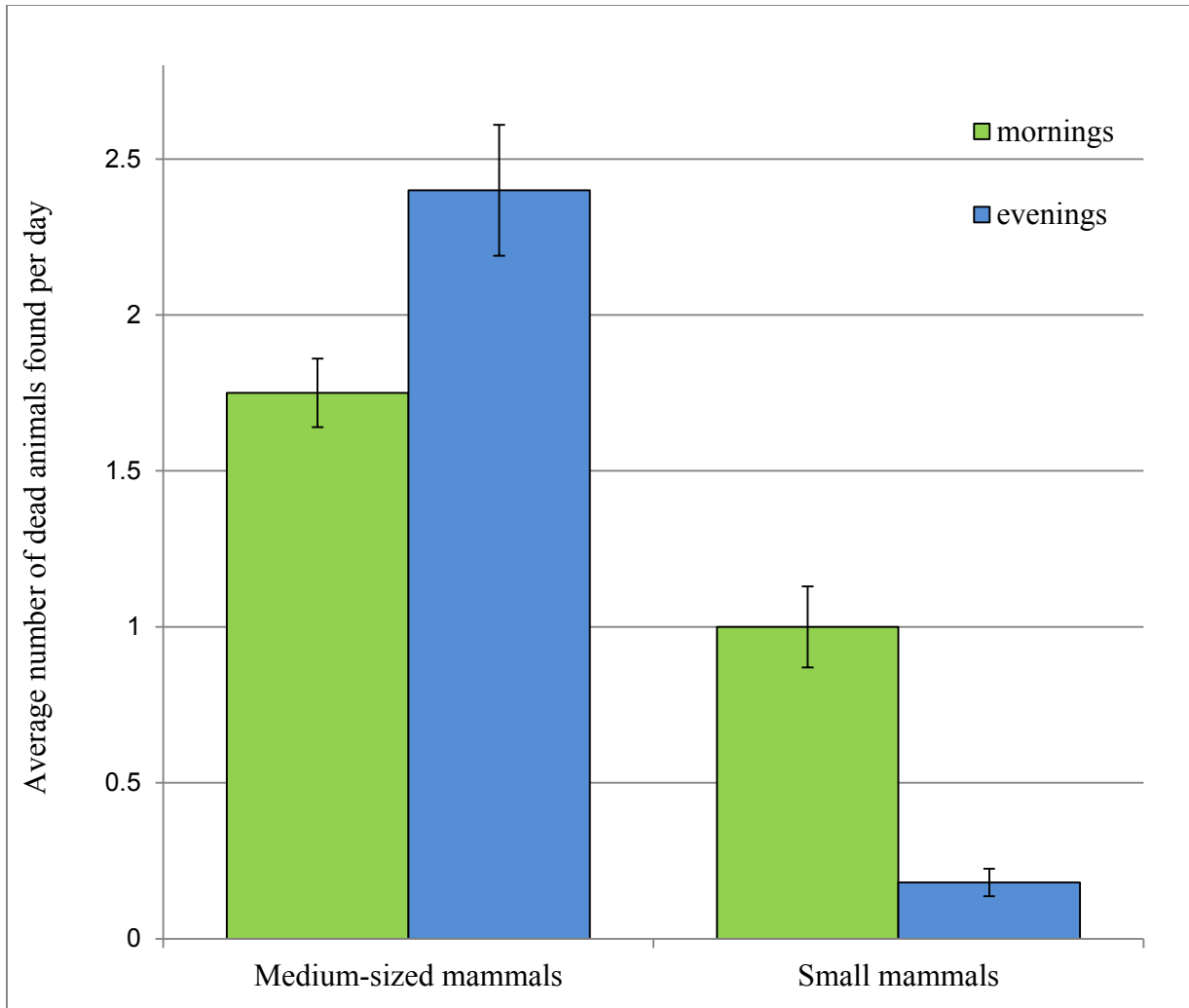


Figure 4 Comparison of the average numbers of road-kill detected per day in the mornings and evenings for medium-sized and small mammals.

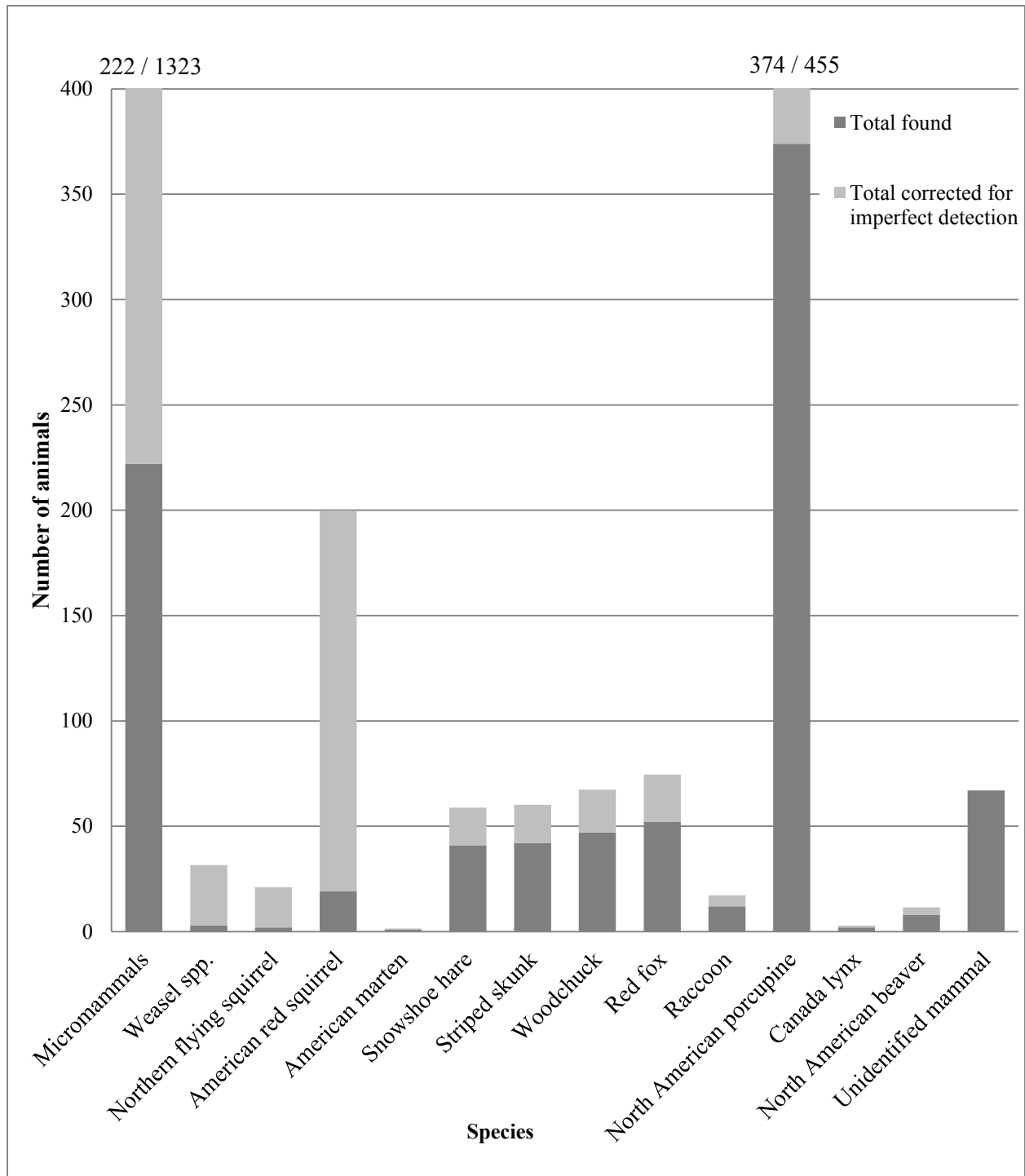


Figure 5 Total numbers of observed roadkills and numbers of roadkills corrected according to detection probability for each species (2012-2015). No detection probability could be calculated for unidentified mammals.

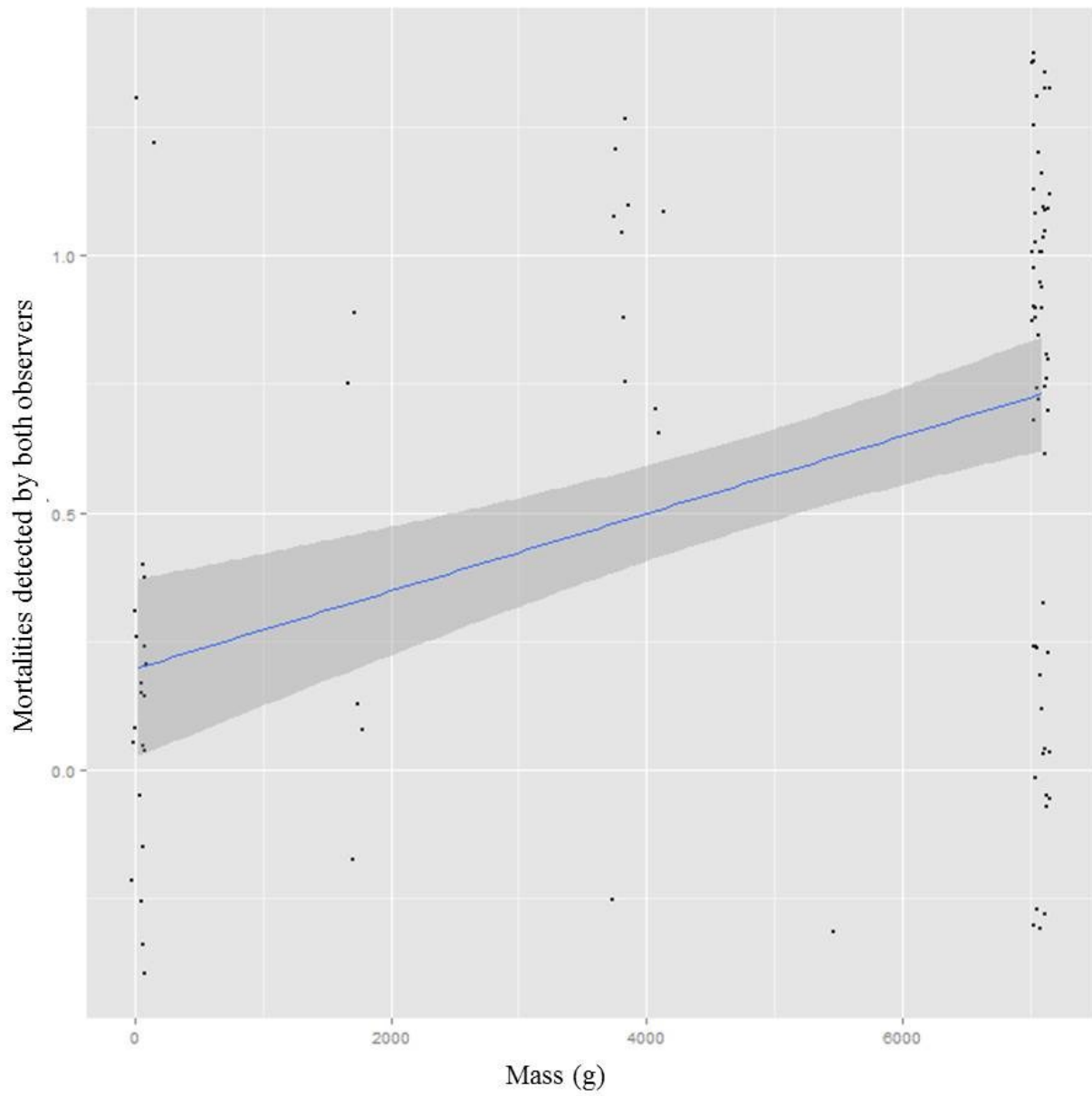


Figure 6 Effect of the mass of the animal on detection probability.

Table 2 Regression model for each group and/or species based on stepwise AIC model selection using R packages MASS (Venables and Ripley 2002). Reference category for Type (estimator set at zero) was Unfenced. The Nagelkerke's pseudo-R² is presented (Nagelkerke 1991).

Mortality by species or group and distance in meters to habitat characteristics	Coefficients	Standard Error	z value	<i>P</i>	Pseudo R ²
Mammals less than 1 kg (<i>n</i> = 226)					0.035
(Intercept)	-1.9680	0.100	-19.74	< 2e-16 ***	
Coniferous forest	-0.0008	3.89e-04	-2.04	0.04 *	
Lakes	0.0006	1.44e-04	4.37	1.22e-05 ***	
Mammals over 1 kg (<i>n</i> = 561)					0.068
(Intercept)	-0.8373	0.156	-5.36	0.00 ***	
Fenced	-0.2565	0.269	-0.95	0.34	
End	0.2632	0.105	2.50	0.01 *	
Presence of a vegetated median	0.5403	0.111	4.89	0.00 ***	
Forest edge	-0.0065	0.003	-2.42	0.02 *	
Deciduous forest	2.20e-05	1.38e-05	1.60	0.11	
Mixt forest	0.0004	2.21e-04	1.80	0.07 .	
Coniferous forest	-0.0004	2.31e-04	-1.54	0.12	
Rivers	-0.0005	2.97e-04	-1.64	0.10	
All species combined except North American porcupine, woodchuck and micromammals (<i>n</i> = 170)					0.046
(Intercept)	-2.0220	0.142	-14.24	< 2e-16 ***	
Fenced	-0.2918	0.536	-0.54	0.59	
End	0.5071	0.203	2.50	0.01 *	
Presence of a vegetated median	0.6619	0.206	3.22	1.29e-03 **	
Deciduous forest	-0.0001	3.16e-05	-3.03	2.45e-03 **	

Snowshoe hare (<i>n</i> = 41)					0.125
(Intercept)	-1.7441	0.515	-3.39	7.07e-04 ***	
Presence of a vegetated median	1.4949	0.340	4.39	1.12e-05 ***	
Forest edge	-0.0381	0.013	-2.89	3.82e-03 **	
Lakes	-0.0017	0.001	-2.66	0.01 **	
Rivers	-0.0023	0.001	-1.80	0.07 .	
Striped skunk (<i>n</i> = 42)					0.017
(Intercept)	-3.6956	0.199	-18.61	<2e-16 ***	
Fenced	-0.1546	1.030	-0.15	0.88	
End	0.8400	0.348	2.42	0.02 *	
Woodchuck (<i>n</i> = 46)					0.023
(Intercept)	-2.4474	0.406	6.03	1.61e-09 ***	
Forest edge	-0.0185	0.010	-1.84	0.07 .	
Lakes	-0.0011	0.001	-1.95	0.05 .	
Red fox (<i>n</i> = 46)					-1.8E-
(Intercept)	-3.3749	0.1516	-22.26	<2e-16 ***	
North American porcupine (<i>n</i> = 365)					0.078
(Intercept)	-1.1690	0.159	-7.36	1.89e-13 ***	
Fenced	-0.2300	0.340	-0.68	0.50	
End	0.2569	0.129	1.99	0.05 *	
Presence of a vegetated median	0.5364	0.126	4.25	0.00 ***	
Forest edge	-0.0090	0.003	-2.68	0.01 **	
Deciduous forest	0.0001	0.000	3.87	0.00 ***	
Coniferous forest	-0.0008	0.000	-2.16	0.03 *	
Wetlands	-0.0002	0.000	-1.82	0.07 .	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

BIBLIOGRAPHIE

- Adams LW (1984) Small mammal use of an interstate highway median strip. *J Appl Ecol* 21:175–178. doi: 10.2307/2403045
- Antworth RL, Pike DA, Stevens EE (2005) Hit and Run: Effects of Scavenging on Estimates of Roadkilled Vertebrates. *Southeast Nat* 4:647–656. doi: 10.1656/1528-7092(2005)004[0647:HAREOS]2.0.CO;2
- Ascensão F, Clevenger AP, Santos-Reis M, et al (2013) Wildlife–vehicle collision mitigation: Is partial fencing the answer? An agent-based model approach. *Ecol Modell* 257:36–43. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.02.026
- Baker PJ, Harris S, Robertson CPJ, et al (2004) Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol’s red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mamm Rev* 34:115–130. doi: 10.1046/j.0305-1838.2003.00024.x
- Barrientos R, Bolonio L (2009) The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodivers Conserv* 18:405–418. doi: 10.1007/s10531-008-9499-9
- Barthelme EL (2014) Spatial distribution of road-kills and factors influencing road mortality for mammals in Northern New York State. *Biodivers Conserv* 23:2491–2514. doi: 10.1007/s10531-014-0734-2
- Barthelme EL, Brooks MS (2010) The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodivers Conserv* 19:1611–1629. doi: 10.1007/s10531-010-9791-3
- Baxter-gilbert JH, Riley JL, Lesbarr D, Litzgus JD (2015) Mitigating Reptile Road Mortality : Fence Failures Compromise Ecopassage Effectiveness. 1–15. doi: 10.1371/journal.pone.0120537
- Beckmann JP, Clevenger AP, Huijser MP, Hilty JA (2010) *Safe Passages: Highways, Wildlife, and Habitat Conectivity*. Island Press, Washington

- Bédard Y (2012) La réfection de l'axe routier 73/175 : son histoire, son déroulement et ses enjeux sociaux et écologiques. *Le Nat Can* 136:3–7. doi: 10.7202/1009099ar
- Bédard Y, Alain É, Leblanc Y, et al (2012) Conception et suivi des passages à petite faune sous la route 175 dans la réserve faunique des Laurentides. *Le Nat Can* 136:66. doi: 10.7202/1009109ar
- Bélanger-Smith K (2014) Evaluating the effects of wildlife exclusion fencing on road mortality for medium-sized and small mammals along Quebec's Route 175. Concordia University
- Bellis ED, Graves HB (1971) Deer Mortality on a Pennsylvania Interstate Highway. *J Wildl Manage* 35:232. doi: 10.2307/3799596
- Boves TJ, Belthoff JR (2012) Roadway mortality of barn owls in Idaho, USA. *J Wildl Manage* 76:1381–1392. doi: 10.1002/jwmg.378
- Bowles AE (1997) Responses of wildlife to noise. In: Knight RL, Gutzwiller KJ (eds) *Wildlife and recreationists: Coexistence through Management and Research*. Island Press, Washington, pp 109–156
- Carsignol J, Billon V, Chevalier D, et al (2005) Aménagements et mesures pour la petite faune. Sétra (service d'études techniques des routes et autoroutes), Bagnex Cedex
- Clark BK, Clark BS, Johnson LA, Haynie MT (2001) Influence of Roads on Movements of Small Mammals. *Southwest Nat* 46:338. doi: 10.2307/3672430
- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson K (2001a) Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *J Appl Ecol* 38:1340–1349. doi: 10.1046/j.0021-8901.2001.00678.x
- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE (2003) Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol Conserv* 109:15–26. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00127-1

- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE (2001b) Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildl Soc Bull* 29:646–653.
- Clevenger AP, Kociolek A V. (2006) Highway Median Impacts on Wildlife Movement and Mortality - State of the Practice Survey and Gap Analysis.
- Clevenger AP, Kociolek A V. (2013) Potential impacts of highway median barriers on wildlife: State of the practice and gap analysis. *Environ Manage* 52:1299–1312. doi: 10.1007/s00267-013-0155-0
- Coffin AW (2007) From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *J Transp Geogr* 15:396–406. doi: 10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006
- Collinson WJ, Parker DM, Bernard RTF, et al (2014) Wildlife road traffic accidents: a standardized protocol for counting flattened fauna. *Ecol Evol* 4:3060–3071. doi: 10.1002/ece3.1097
- Cserkés T, Otlecz B, Cserkés-Nagy Á, Farkas J (2013) Interchange as the main factor determining wildlife-vehicle collision hotspots on the fenced highways: Spatial analysis and applications. *Eur J Wildl Res* 59:587–597. doi: 10.1007/s10344-013-0710-2
- Cypher BL (2003) Foxes. In: Feldhamer GA, Thompson BC, Chapman JA (eds) *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation*, second. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp 51–546
- DeVault TL, Rhodes, Jr. OE, Shivik JA (2003) Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102:225–234. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12378.x
- Dickerson LM (1939) The Problem of Wildlife Destruction by Automobile Traffic. *J Wildl Manage* 3:104. doi: 10.2307/3796352
- Dillon Consulting Ltd (2014) Terry Fox Drive Extension Project Wildlife Guide System Monitoring Report , Year 3 of 3 ; and, Three Year Summary.

- Dinno A (2016) Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R Packag version 1326.
- Dodd CK, Barichivich WJ, Smith LL (2004) Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biol Conserv* 118:619–631. doi: 10.1016/j.biocon.2003.10.011
- Elliott DM (2008) Effects of a Purpose-built Faunal Underpass on Activity and Traffic-Related Mortality of Wildlife in Southern California. California State University
- ESRI (2014) ArcGIS Desktop: Release 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig L, Rytwinski T (2009) Effects of Roads on Animal Abundance: an Empirical Review and. *Ecol Soc* 14:21.
- Farmer RG, Brooks RJ (2012) Integrated risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. *J Wildl Manage* 76:1215–1224. doi: 10.1002/jwmg.358
- Finder R a., Roseberry JL, Woolf A (1999) Site and landscape conditions at white-tailed deer/vehicle collision locations in Illinois. *Landsc Urban Plan* 44:77–85. doi: 10.1016/S0169-2046(99)00006-7
- Fitzgibbon K (2001) An Evaluation of Corrugated Steel Culverts as Transit Corridors for Amphibiens ans Small Mammals at Two Vancouver Islands Wetlands and Comperative Culvert Trials. Royal Road University, Vancouver, British Columbia
- Ford AT, Fahrig L (2007) Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transp Res Part D Transp Environ* 12:498–505. doi: 10.1016/j.trd.2007.07.002
- Foresman K (2001) Small mammal use of modified culverts on the Lolo South project of western Montana.
- Forman RTT (2000) Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conserv Biol* 14:31–35.

- Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads and Their Major Ecological Effects. *Annu Rev Ecol Syst* 29:207–231. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, et al (2003) *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington
- Glista DJ, DeVault TL, DeWoody JA (2009) A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landsc Urban Plan* 91:1–7. doi: 10.1016/j.landurbplan.2008.11.001
- Groot Bruinderink GWTA, Hazebroek E (1996) Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conserv Biol* 10:1059–1067. doi: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041059.x
- Guinard É, Julliard R, Barbraud C (2012) Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias. *Biol Conserv* 147:40–51. doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.019
- Guinard E, Prodon R, Barbraud C (2015) Case Study: a Robust Method to Obtain Defendable Data on Wildlife Mortality. In: van der Ree R, Smith DJ, Grilo C (eds) *Handbook of Road ecology*, 1st ed. John Wiley & Sons, Oxford, pp 96–100
- Gunson KE, Mountrakis G, Quackenbush LJ (2011) Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *J Environ Manage* 92:1074–1082. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.11.027
- Hanski I (1999) *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, New-York
- Jaeger JAG, Bowman J, Brennan J, et al (2005) Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecol Modell* 185:329–348. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015
- Jaeger JAG, Clevenger AP (2012) Monitoring and adaptive management plan for the wildlife passages along Highway 175 for medium : sized and small mammals.
- Jaeger JAG, Fahrig L (2004) Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conserv Biol* 18:1651–1657. doi: 10.1111/j.1523-1739.2004.00304.x

- Jones JA, Swanson FJ, Wemple BC, Snyder KU (2000) Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conserv Biol* 14:76–85. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x
- Kanda LL, Fuller TK, Sievert PR (2006) Landscape Associations of Road-killed Virginia Opossums (*Didelphis virginiana*) in Central Massachusetts. *Am Midl Nat* 156:128–134. doi: 10.1674/0003-0031(2006)156[128:LAORVO]2.0.CO;2
- Klöcker U, Croft DB, Ramp D (2006) Frequency and causes of kangaroo-vehicle collisions on an Australian outback highway. *Wildl Res* 33:5–15. doi: 10.1071/WR04066
- Laursen K (1981) Birds on roadside verges and the effect of mowing on frequency and distribution. *Biol Conserv* 20:59–68. doi: 10.1016/0006-3207(81)90061-6
- Lee T, Ament R, Clevenger TP (2013) Trans-Canada Highway and Dead Man’s Flats Underpass: Is Highway Mitigation Cost Effective? In: *Proceedings of the 2013 International Conference on Ecology and Transportation*.
- Lele SR, Keim JL, Solymos P (2015) Package “ResourceSelection.” R Packag version 02-5 1–12.
- Longcore T, Rich C (2004) Ecological Light Pollution. *Front Ecol Environ* 2:191–198.
- Mader HJ (1984) Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol Conserv* 29:81–96.
- Manly BF., McDonald LL, Thomas DL, et al (2002) *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies.*, Second ed. Springer Netherlands, New York
- Mason CF, MacDonald SM (1995) Corvids feeding on carrion. *Bird Study* 42:255–256. doi: 10.1080/00063659509477176
- McCullister MF, van Manen FT (2010) Effectiveness of Wildlife Underpasses and Fencing to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions. *J Wildl Manage* 74:1722–1731. doi: 10.2193/2009-535
- McGregor RL, Bender DJ, Fahrig L (2008) Do small mammals avoid roads because of the

traffic? *J Appl Ecol* 45:117–123. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01403.x

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs (2013) Norme de stratification coforestière
Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional.

Ministère des Transports du Québec (2014) Atlas des transports du Québec.
http://transports.atlas.gouv.qc.ca/NavFlash/SWFNavFlash.asp?input=SWFDebitCirculation_2014. Accessed 1 Feb 2016

Mumme RL, Schoech SJ, Woolfenden GE, Fitzpatrick JW (2000) Life and Death in the Fast Lane: Demographic Consequences of Road Mortality in the Florida Scrub-Jay. *Conserv Biol* 14:501–512. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98370.x

Ng JW, Nielson C, St. Clair CC (2008) Landscape and traffic factors influencing deer – vehicle collisions in an urban environment. *Human-Wildlife Conflicts* 2:34–47.

O’Connell MA, Hallett JG, West SD (1993) Wildlife use of riparian habitats: A literature Review.

Oxley DJ, Fenton MB, Carmody GR (1974) The effects of roads on populations of small mammals. *J Appl Ecol* 11:51–59.

R Development Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

Ramp D, Caldwell J, Edwards KA, et al (2005) Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biol Conserv* 126:474–490. doi: 10.1016/j.biocon.2005.07.001

Ratton P, Secco H, da Rosa CA (2014) Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *Eur J Wildl Res* 60:543–546. doi: 10.1007/s10344-014-0798-z

Ree R van der, Smith DJ, Grilo C (2015) Handbook of Road Ecology. John Wiley & Sons, Oxford

Rodriguez A, Crema G, Delibes M (1996) Use of Non-Wildlife Passages Across a High Speed

- Railway by Terrestrial Vertebrates. *J Appl Ecol* 33:1527–1540.
- Roedenbeck IA, Fahrig L, Findlay CS, et al (2007) The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecol Soc* 12:11.
- Rondinini C, Doncaster CP (2002) Roads as Barriers to Movement for Hedgehogs. *Funct Ecol* 16:504–509.
- Rytwinski T, Fahrig L (2007) Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landsc Ecol* 22:1501–1512. doi: 10.1007/s10980-007-9134-2
- Saeki M, Macdonald DW (2004) The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biol Conserv* 118:559–571. doi: 10.1016/j.biocon.2003.10.004
- Santos SM, Carvalho F, Mira A (2011) How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS One* 6:e25383. doi: 10.1371/journal.pone.0025383
- Seiler A, Helldin J (2006) Mortality in wildlife due to transportation. In: Davenport J, Davenport JL (eds) *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, Springer. Dordrecht, The Netherlands, pp 165–189
- Shepard DB, Kuhns a. R, Dreslik MJ, Phillips CA (2008) Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Anim Conserv* 11:288–296. doi: 10.1111/j.1469-1795.2008.00183.x
- Slater FM (2002) An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecol* 3:33–42. doi: 10.5194/we-3-33-2002
- Smith FA, Lyons SK, Ernest SKM, et al (2003) Body mass of late Quaternary mammals. *Ecol Arch* 84:3403. doi: 10.1890/02-9003

- Teixeira FZ, Coelho AVP, Esperandio IB, Kindel A (2013) Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biol Conserv* 157:317–323. doi: 10.1016/j.biocon.2012.09.006
- Transport Canada (2011) Transportation in Canada 2011.
- Transport Québec (2015) Réseau routier.
<http://www.mtq.gouv.qc.ca/usagers/reseauroutier/Pages/default.aspx>.
- van der Grift EA, van der Ree R, Fahrig L, et al (2012) Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodivers Conserv* 22:425–448. doi: 10.1007/s10531-012-0421-0
- Vermeulen HJW (1994) Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. *Biol Conserv* 69:339–349.
- Woltz HW, Gibbs JP, Ducey PK (2008) Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. *Biol Conserv* 141:2745–2750. doi: 10.1016/j.biocon.2008.08.010
- Yanes M, Velasco JM, Sufirez F (1995) Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biol Conserv* 71:217–222.

ANNEXES

Annexe 1 Détails des mortalités routières par année pour chacune des espèces.

Code	Espèces	2012		2013		2014		2015		Total	
		Voiture	Voiture	Voiture	Voiture	Voiture	Voiture	Voiture	Voiture	Voiture	Voiture
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
CACA	Castor d'Amérique	0	NA	5	NA	0	0	2	0	7	0
TAHU	Écureuil roux	8	NA	3	NA	1	1	5	0	17	1
GLSA	Grand polatouche	2	NA	0	NA	0	0	0	0	2	0
LEAM	Lièvre d'Amérique	16	NA	10	NA	8	2	5	2	39	4
LYCA	Lynx du Canada	0	NA	0	NA	1	0	1	1	2	1
MAMM	Mammifère non identifié	15	NA	12	NA	9	4	8	2	44	6
MAMO	Marmotte commune	7	NA	9	NA	19	6	11	1	46	7
MAAM	Martre d'Amérique	0	NA	0	NA	0	0	1	0	1	0
MICRO	Micromammifère	118	NA	23	NA	37	4	22	6	200	10
MEME	Mouffette rayée	14	NA	18	NA	4	0	6	0	42	0
MUST	Mustélidés	1	NA	0	NA	0	0	0	0	1	0
ERDO	Porc-épic d'Amérique	90	NA	108	NA	75	25	81	27	354	52
PRLO	Raton laveur	8	NA	1	NA	2	0	0	0	11	0
VUVU	Renard roux	16	NA	13	NA	11	1	6	2	46	3

* Deux voitures ont été utilisées lors des relevés en 2014 et 2015 pour évaluer la probabilité de détection

Annexe 2 Liste des espèces

Code	Latin	Anglais	Français	Masse (g)
MICRO	<i>Arvi, Pero, Soxx</i>	Unidentified small mammal	Micromammifère	29.1 *
MUST	<i>Mustela spp.</i>	Weasel and mink spp.	Belette spp.	88.0 *
GLSA	<i>Glaucomys sabrinus</i>	Northern Flying Squirrel	Grand polatouche	166.0
TAHU	<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	American Red Squirrel	Écureuil roux	201.2
MAAM	<i>Martes americana</i>	American Marten	Martre d'Amérique	1250.0
LEAM	<i>Lepus americanus</i>	Snowshoe Hare	Lièvre d'Amérique	1710.0
MEME	<i>Mephitis mephitis</i>	Striped skunk	Mouffette rayée	2085.0
MAMO	<i>Marmota monax</i>	Woodchuck	Marmotte commune	3801.7
VUVU	<i>Vulpes vulpes</i>	Red Fox	Renard roux	4131.7
PRLO	<i>Procyon lotor</i>	Raccoon	Raton laveur	5525.0
ERDO	<i>Erethizon dorsatum</i>	North American Porcupine	Porc-épic d'Amérique	7085.3
LYCA	<i>Lynx canadensis</i>	Canada Lynx	Lynx du Canada	9373.2
CACA	<i>Castor canadensis</i>	North American Beaver	Castor d'Amérique	21820.0
MAMM	-	Unidentified mammal	Mammifère non identifié	-

Les masses de chacune des espèces sont tirées d'Ecological Archives (Smith et al. 2003).

* Moyenne des masses des espèces regroupées dans la catégorie

Annexe 3 Average numbers of roadkill per segment type with standard error bars

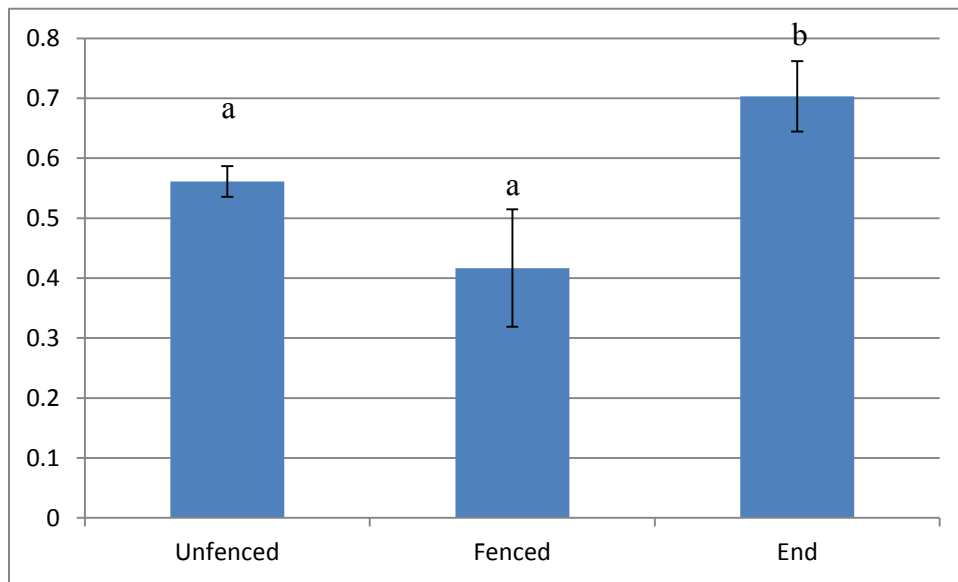


Figure A1. Average numbers of roadkill per segment type with standard error bars for all species combined.

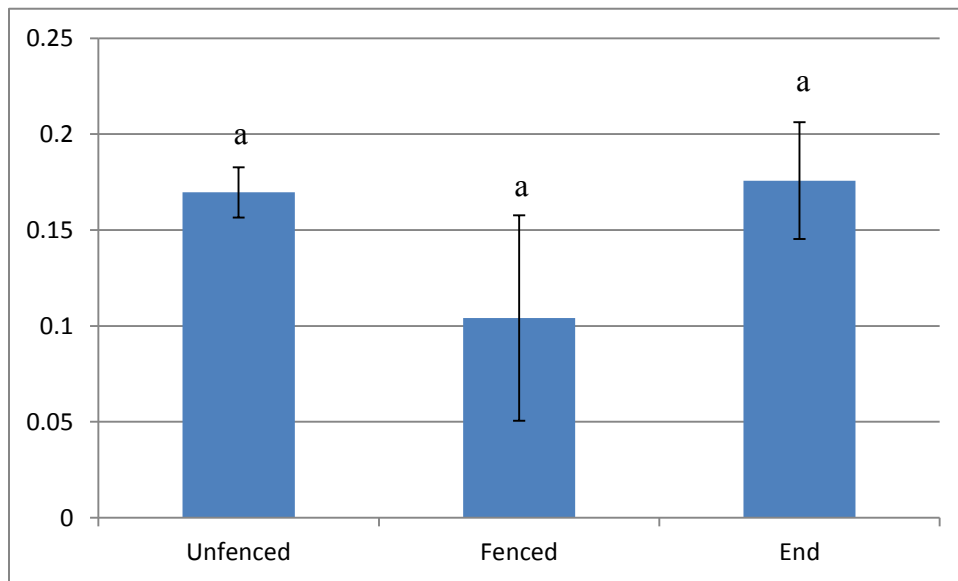


Figure A2. Average numbers of roadkill per segment type with standard error bars for species less than 1 kg.

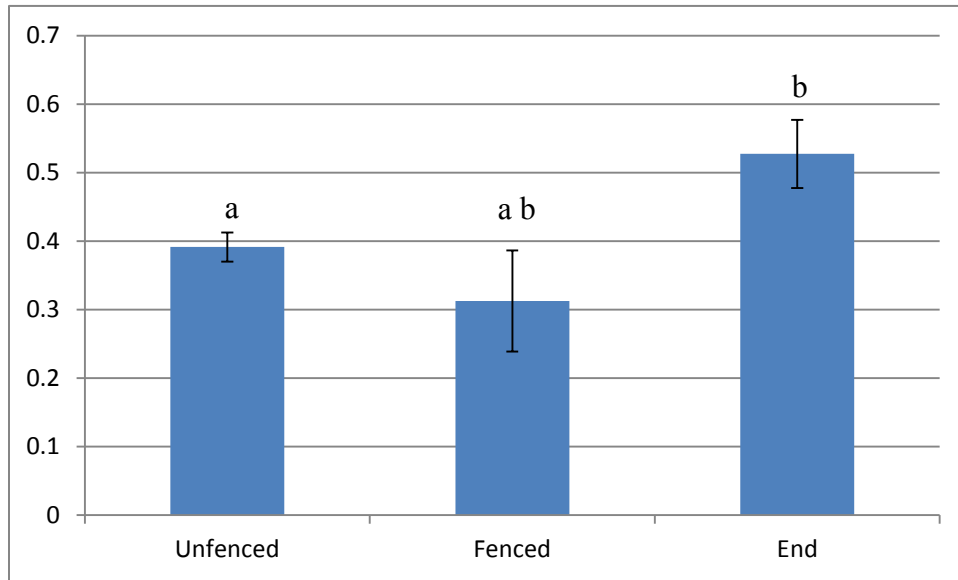


Figure A3. Average numbers of roadkill per segment type with standard error bars for species over 1 kg.

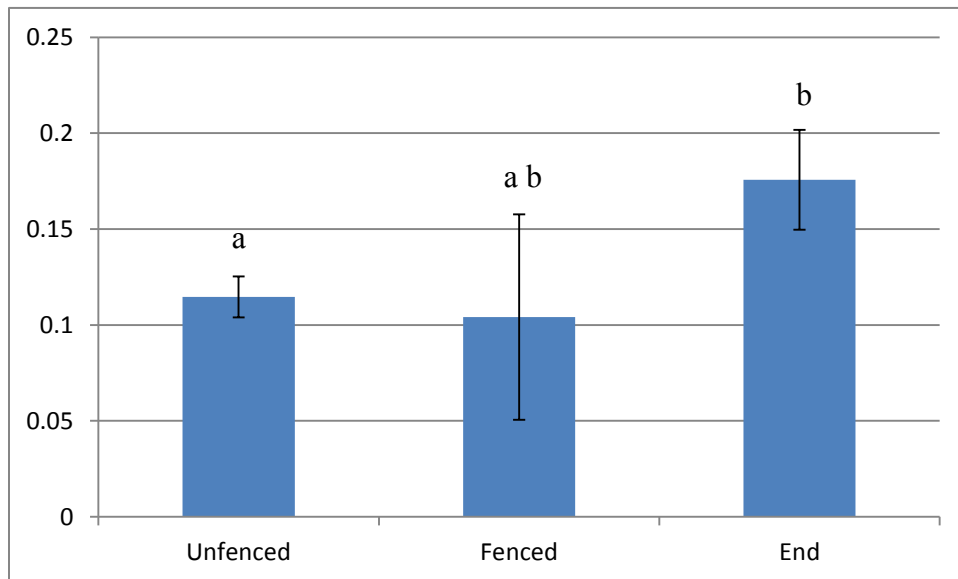


Figure A4. Average numbers of roadkill per segment type with standard error bars for all of the species combined except the North American porcupine, the woodchuck and the micromammals.

Annexe 4 Global regression model for each group and/or species. Reference category for Type (estimator set at zero) was Unfenced.

Mortality by species or group and distance in meters to habitat characteristics	Coefficients	Standard Error	z value	<i>P</i>	
Mammals less than 1 kg (<i>n</i> = 226)					
(Intercept)	-2.16	0.28	-7.63	2.31E-14	***
Fenced	-0.42	0.46	-0.91	0.36	
End	0.04	0.18	0.24	0.81	
Presence of a vegetated median	0.21	0.19	1.15	0.25	
Forest edge	-1.70E-03	4.09E-03	-0.42	0.68	
Deciduous forest	2.65E-05	2.26E-05	1.17E+00	0.24	
Mixt forest	1.97E-04	3.79E-04	0.52	0.60	
Coniferous forest	-5.86E-04	4.09E-04	-1.43	0.15	
Lakes	6.00E-04	1.73E-04	3.47	5.21E-04	***
Rivers	3.24E-04	4.47E-04	0.72	0.47	
Wetlands	1.66E-05	1.00E-04	0.17	0.87	
Mammals over 1 kg (<i>n</i> = 561)					
(Intercept)	-0.74	0.18	-4.19	2.77E-05	***
Fenced	-0.26	0.27	-0.97	0.33	
End	0.27	0.11	2.53	0.01	*
Presence of a vegetated median	0.54	0.11	4.81	1.48E-06	***
Forest edge	-0.01	2.71E-03	-2.55	0.01	*
Deciduous forest	2.75E-05	1.44E-05	1.91	0.06	
Mixt forest	3.21E-04	2.31E-04	1.39	0.16	
Coniferous forest	-3.47E-04	2.29E-04	-1.51	0.13	
Lakes	-1.17E-04	1.25E-04	-0.93	0.35	
Rivers	-5.54E-04	3.04E-04	-1.82	0.07	
Wetlands	-4.12E-05	6.86E-05	-0.60	0.55	

All species combined except North American porcupine, woodchuck and micromammals (n = 170)					
(Intercept)	-1.69	0.35	-4.78	1.72E-06	***
Fenced	-0.43	0.55	-0.78	0.43	
End	0.45	0.21	2.14	0.03	*
Presence of a vegetated median	0.70	0.24	2.93	3.35E-03	**
Forest edge	-1.76E-03	0.01	-0.33	0.74	
Deciduous forest	-9.30E-05	3.48E-05	-2.67	0.01	**
Mixt forest	1.92E-05	4.73E-04	0.04	0.97	
Coniferous forest	-1.35E-04	3.41E-04	-0.40	0.69	
Lakes	-3.96E-04	2.86E-04	-1.39	0.17	
Rivers	-7.85E-04	6.03E-04	-1.30	0.19	
Wetlands	3.88E-05	1.44E-04	0.27	0.79	
Snowshoe hare (n = 41)					
(Intercept)	-1.69	0.54	-3.13	1.73E-03	**
Fenced	-0.02	0.79	-0.03	0.98	
End	-0.20	0.44	-0.46	0.65	
Presence of a vegetated median	1.49	0.34	4.37	1.22E-05	***
Forest edge	-0.04	0.01	-2.91	3.63E-03	**
Lakes	-1.67E-03	6.27E-04	-2.67	0.01	**
Rivers	-2.38E-03	1.33E-03	-1.80	0.07	.
Striped skunk (n = 42)					
(Intercept)	-4.40	0.54	-8.18	2.92E-16	***
Fenced	0.08	1.05	0.07	0.94	
End	0.97	0.37	2.64	0.01	**
Presence of a vegetated median	0.61	0.40	1.51	0.13	
Forest edge	0.01	0.01	1.35	0.18	
Lakes	-9.53E-05	4.56E-04	-0.21	0.83	
Rivers	6.60E-04	1.03E-03	0.64	0.52	

Woodchuck (<i>n</i> = 46)					
(Intercept)	-2.14	0.48	-4.43	9.63E-06	***
Fenced	-0.62	1.05	-0.59	0.55	
End	0.08	0.40	0.19	0.85	
Presence of a vegetated median	-0.61	0.54	-1.12	0.26	
Forest edge	-0.02	0.01	-1.88	0.06	.
Lakes	-1.12E-03	5.60E-04	-1.99	0.05	*
Rivers	-1.04E-03	1.06E-03	-0.98	0.33	
Red fox (<i>n</i> = 46)					
(Intercept)	-3.26	0.48	-6.77	1.33E-11	***
Fenced	-0.53	1.04	-0.51	0.61	
End	0.11	0.39	0.28	0.78	
Presence of a vegetated median	0.32	0.39	0.82	0.42	
Forest edge	-1.24E-03	0.01	-0.14	0.89	
Lakes	-1.16E-04	4.24E-04	-0.27	0.78	
Rivers	-4.54E-04	1.02E-03	-0.44	0.66	
North American porcupine (<i>n</i> = 365)					
(Intercept)	-1.24	0.22	-5.62	1.92E-08	***
Fenced	-0.29	0.35	-0.83	0.40	
End	0.23	0.13	1.75	0.08	.
Presence of a vegetated median	0.57	0.14	4.15	3.29E-05	***
Forest edge	-0.01	3.40E-03	-2.46	0.01	*
Deciduous forest	6.07E-05	1.72E-05	3.54	3.99E-04	***
Mixt forest	3.38E-04	2.88E-04	1.17	0.24	
Coniferous forest	-7.76E-04	3.92E-04	-1.98	0.05	*
Lakes	7.40E-05	1.45E-04	0.51	0.61	
Rivers	-3.72E-04	3.79E-04	-0.98	0.33	
Wetlands	-1.39E-04	8.55E-05	-1.63	0.10	

Annexe 5 Resource selection model for each group and/or species using R packages *ResourceSelection* (Lele et al. 2015). Reference category for Type (estimator set at zero) was Unfenced.

Mortality by species or group and distance in meters to habitat characteristics	Coefficients	Standard Error	z value	<i>P</i>	
Mammals less than 1 kg (<i>n</i> = 226)					
Forest edge	-1.84E-03	4.26E-03	-0.43	0.67	
Deciduous forest	3.06E-05	2.17E-05	1.41	0.16	
Mixed forest	1.43E-04	3.87E-04	0.37	0.71	
Coniferous forest	-5.32E-04	8.06E-04	-0.66	0.51	
Lakes	5.90E-04	1.54E-04	3.83	1.28E-04	***
Rivers	4.04E-04	3.82E-04	1.06	0.29	
Wetlands	3.48E-05	1.22E-04	0.29	0.78	
Fenced	-0.39	0.37	-1.06	0.29	
End	-0.04	0.17	-0.22	0.83	
Presence of a vegetated median	0.26	0.16	1.69	0.09	.
Mammals over 1 kg (<i>n</i> = 561)					
Forest edge	-0.01	2.98E-03	-2.23	0.03	*
Deciduous forest	2.68E-05	1.35E-05	1.99	0.05	*
Mixed forest	3.09E-04	1.95E-04	1.59	0.11	
Coniferous forest	-3.50E-04	1.81E-04	-1.93	0.05	.
Lakes	-1.25E-04	1.22E-04	-1.03	0.30	
Rivers	-5.68E-04	2.30E-04	-2.47	0.01	*
Wetlands	-3.93E-05	6.27E-05	-0.63	0.53	
Fenced	-0.26	0.25	-1.03	0.30	
End	0.27	0.10	2.58	0.01	**
Presence of a vegetated median	0.55	0.11	5.01	0.00	***

All species combined except North American porcupine, woodchuck and micromammals (n = 170)					
Forest edge	1.36E-04	4.53E-03	0.03	0.98	
Deciduous forest	-7.32E-05	2.72E-05	-2.69	0.01	**
Mixed forest	1.22E-04	3.71E-04	0.33	0.74	
Coniferous forest	-1.26E-04	2.12E-04	-0.59	0.55	
Lakes	-3.51E-04	1.97E-04	-1.78	0.08	.
Rivers	-7.10E-04	4.63E-04	-1.54	0.12	
Wetlands	6.54E-05	1.04E-04	0.63	0.53	
Fenced	-0.24	0.39	-0.62	0.53	
End	0.34	0.19	1.79	0.07	.
Presence of a vegetated median	0.69	0.16	4.34	1.45E-05	***
Snowshoe hare (n = 41)					
Forest edge	-0.03	0.01	-2.54	0.01	*
Deciduous forest	-1.97E-04	1.02E-04	-1.93	0.05	.
Mixed forest	-3.52E-04	9.52E-04	-0.37	0.71	
Coniferous forest	-1.01E-03	9.51E-04	-1.06	0.29	
Lakes	-9.74E-04	5.60E-04	-1.74	0.08	.
Rivers	-2.45E-03	1.23E-03	-1.99	0.05	*
Wetlands	-1.86E-04	3.62E-04	-0.52	0.61	
Fenced	-0.19	1.09	-0.18	0.86	
End	-0.27	0.40	-0.68	0.50	
Presence of a vegetated median	0.89	0.38	2.33	0.02	*
Striped skunk (n = 42)					
Forest edge	0.02	0.01	2.08	0.04	*
Deciduous forest	-3.51E-05	5.37E-05	-0.65	0.51	
Mixed forest	1.07E-03	9.54E-04	1.12	0.26	
Coniferous forest	2.48E-05	5.45E-04	0.05	0.96	
Lakes	1.86E-04	3.79E-04	0.49	0.62	
Rivers	2.77E-04	9.06E-04	0.31	0.76	
Wetlands	7.09E-05	2.21E-04	0.32	0.75	
Fenced	-0.05	1.23	-0.04	0.96	
End	0.92	0.35	2.59	0.01	**
Presence of a vegetated median	0.62	0.43	1.46	0.14	

Woodchuck (<i>n</i> = 46)					
Forest edge	-0.01	0.01	-0.96	0.34	
Deciduous forest	1.47E-05	3.88E-05	0.38	0.71	
Mixed forest	6.45E-04	6.39E-04	1.01	0.31	
Coniferous forest	-2.35E-04	1.04E-03	-0.23	0.82	
Lakes	-1.49E-03	6.17E-04	-2.41	0.02	*
Rivers	-6.04E-04	9.52E-04	-0.63	0.53	
Wetlands	6.62E-04	2.06E-04	3.22	1.28E-03	**
Fenced	-0.46	0.81	-0.56	0.57	
End	0.23	0.38	0.59	0.56	
Presence of a vegetated median	-0.25	0.50	-0.50	0.62	
Red fox (<i>n</i> = 46)					
Forest edge	-9.13E-04	0.01	-0.11	0.91	
Deciduous forest	-3.00E-05	4.54E-05	-0.66	0.51	
Mixt forest	7.09E-04	6.00E-04	1.18	0.24	
Coniferous forest	3.21E-04	4.51E-04	0.71	0.48	
Lakes	-2.01E-04	4.86E-04	-0.41	0.68	
Rivers	-5.63E-04	8.23E-04	-0.68	0.49	
Wetlands	3.84E-04	2.56E-04	1.50	0.13	
Fenced	-0.59	3.25	-0.18	0.86	
End	0.04	0.37	0.11	0.92	
Presence of a vegetated median	0.48	0.40	1.20	0.23	
North American porcupine (<i>n</i> = 365)					
Forest edge	-0.01	3.34E-03	-2.38	0.02	*
Deciduous forest	5.99E-05	1.59E-05	3.76	1.72E-04	***
Mixt forest	3.19E-04	3.26E-04	0.98	0.33	
Coniferous forest	-7.78E-04	2.63E-04	-2.96	3.07E-03	**
Lakes	6.37E-05	1.44E-04	0.44	0.66	
Rivers	-3.95E-04	2.28E-04	-1.73	0.08	.
Wetlands	-1.37E-04	8.46E-05	-1.62	0.11	
Fenced	-0.28	0.39	-0.73	0.47	
End	0.24	0.11	2.14	0.03	*
Presence of a vegetated median	0.58	0.14	4.15	3.27E-05	***