

Faculté des bioingénieurs

Analyse des variables explicatives influençant l'occurrence des collisions routières

Cas du blaireau européen (*Meles meles*)

Autrice : Violette Bary
Promoteur : Pr. Pierre Defourny
Co-Promoteur : Dr. Julien Radoux
Lecteurs : Pr. Emmanuel Hanert
Pr. Yannick Agnan

Année académique 2025 – 2026

*Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur en sciences et technologies de l'environnement*

Remerciements

Tout d'abord, je souhaiterais remercier le Dr Julien Radoux pour son accompagnement bienveillant et ses précieux conseils tout au long de la réalisation de ce mémoire.

J'aimerais également remercier le Professeur Defourny pour la confiance qu'il a accordée à cette proposition de mémoire et pour avoir rendu ce travail possible.

Un tout grand merci à Monsieur Henry Ziegler, qui a chaleureusement accepté de partager ses données de collisions routières préalablement triées, à des fins de réutilisation dans ce mémoire.

Merci à Monsieur Frédéric Plumier pour sa disponibilité et pour les couches de données fournies.

Merci à Monsieur François Toussaint pour ses conseils quant à la méthode statistique à appliquer.

Enfin, merci à mes parents, mes grands-parents, mon frère et mes amis pour leur soutien sans faille tout au long de la réalisation de ce mémoire.

CRediT	Violette Bary	Contributeurs	Intelligence artificielle
Conceptualisation	X		
Méthodologie	X		
Investigation	X		
Analyse formelle	X	Dr Radoux & M. Toussaint	
Validation	X		
Rédaction – version originale	X		
Rédaction – révision et édition	X		X
Visualisation	X		X
Supervision		Dr Radoux & Pr Defourny	

Contributeurs

Le Professeur Pierre Defourny ainsi que le Docteur Julien Radoux, responsables de la supervision globale, ont assuré l’encadrement de ce mémoire.

Le Dr Julien Radoux a également contribué à l’analyse formelle en apportant ses conseils relatifs à la structure du mémoire, à la méthodologie et aux choix analytiques à adopter.

M. François Toussaint a apporté une aide ciblée pour le choix et la mise en œuvre des analyses statistiques les plus appropriées à l’étude.

Usage de l’intelligence artificielle

Des outils d’intelligence artificielle (ChatGPT et Gemini) ont été utilisés au cours de la réalisation de ce mémoire. Leur utilisation a porté sur la correction orthographique et grammaticale, l’amélioration de la syntaxe, ainsi que la reformulation de phrases à l’impersonnel.

Ces outils ont également été mobilisés de manière ponctuelle pour l’aide à la génération et à l’adaptation de scripts R, dans un objectif de visualisation des résultats statistiques (production de graphiques). Les outils d’intelligence artificielle n’ont en revanche pas été utilisés pour générer des données, produire du contenu scientifique, orienter les choix méthodologiques, ni interpréter ou discuter les résultats scientifiques.

Violette Bary

L’ensemble de la recherche de données, de la revue de la littérature, des décisions scientifiques, des analyses et des interprétations relève exclusivement du travail personnel, réalisé sous la supervision du Dr Julien Radoux et du Pr Defourny.

Table des matières

Liste des figures	vii
Liste des tableaux	ix
Liste des acronymes	x
1 Introduction	1
2 État de l’art	2
2.1 Écologie routière	2
2.1.1 Introduction	2
2.1.2 Impacts écologiques des réseaux routiers	2
Impacts liés aux infrastructures routières	2
Impacts liés au trafic routier	3
2.1.3 Collisions routières entre la faune et les véhicules	3
2.1.4 Facteurs influençant l’occurrence des collisions	4
2.2 Connectivité paysagère	6
2.2.1 Définition et concepts	6
2.2.2 Enjeux de la connectivité	7
2.2.3 Fragmentation des habitats et conséquences	7
2.3 Modélisation de la connectivité	9
2.3.1 Théorie des graphes	9
2.3.2 Théorie des circuits	10
2.3.3 Graphab vs Circuitscape	10
2.4 Études des collisions faune-véhicules réalisées en Wallonie	12
3 Matériels et méthodes	13
3.1 Zone d’étude	13
3.2 Choix de l’espèce étudiée	14
3.3 Présentation générale de la méthodologie	16
3.4 Sources de données	16
3.4.1 Données de collisions routières	16
3.4.2 Recherche de données de collisions routières précédemment effectuées	17
3.4.3 Données cartographiques	18
3.5 Prétraitement des données	19
3.5.1 Prétraitement des données de collisions routières	19
3.5.2 Prétraitement des données cartographiques	19

Carte du réseau routier	19
Carte du paysage	20
Carte d'habitat	21
3.6 Identification des zones de forte intensité de collisions	22
3.6.1 Estimation de la densité par noyau	22
3.6.2 Nombre de collisions par tronçon de 500 m	23
3.7 Variables explicatives testées	23
3.7.1 Caractéristiques du réseau routier	23
Vitesse maximale autorisée	23
Réseau structurant	23
Dispositif de retenue linéaire.....	24
Réseau d'éclairage public.....	25
3.7.2 Connectivité paysagère	25
Valeurs de résistance	25
Modélisation de la connectivité.....	26
Identification des zones potentielles de traversée	27
Proximité avec l'habitat	27
3.8 Analyse statistique.....	27
3.8.1 Segmentation du réseau routier et attribution des variables explicatives.....	27
3.8.2 Distribution non aléatoire des collisions routières	28
3.8.3 Analyse statistique des variables explicatives.....	28
Modèle linéaire généralisé (GLM) binomial négatif.....	28
Analyse de variance par test du rapport de vraisemblance (LRT)	29
4 Résultats	30
4.1 Identification des zones de forte intensité de collisions	30
4.1.1 Répartition des collisions routières	30
4.1.2 Estimation de la densité par noyau	31
4.1.3 Nombre de collisions par tronçon de 500 m	32
4.2 Variables explicatives testées	33
4.2.1 Carte de l'habitat	33
4.2.2 Modélisation de la connectivité.....	35
4.2.3 Caractéristiques du réseau routier	38
4.3 Analyse statistique.....	40

4.3.1	Distribution non aléatoire des collisions routières	40
4.3.2	Modèle linéaire généralisé (GLM) binomial négatif.....	40
4.3.3	Représentation graphique des résultats	42
	Variables continues.....	42
	Variable catégorielle (barrière).....	43
	Variables binaires	44
4.3.4	Analyse de variance par test du rapport de vraisemblance (LRT)	44
5	Discussion	46
5.1	Analyse générale de la répartition des collisions	46
5.2	Variables explicatives écologiques.....	46
5.2.1	Analyse de connectivité	46
	Disparité des résultats entre les deux modélisations de la connectivité.....	46
	Distribution spatiale des points de connectivité.....	47
	Influence de la connectivité sur l'occurrence des collisions routières	47
5.2.2	Proximité à l'habitat	47
5.3	Variables explicatives structurelles	48
5.3.1	Vitesse	48
5.3.2	Réseau structurant	48
5.3.3	Lumière	49
5.3.4	Barrière.....	49
5.3.5	Mesures d'atténuation envisageables	50
5.3.6	Caractère non-répondant du blaireau	51
5.4	Analyse critique de la méthodologie et limites de l'étude	52
5.4.1	Validité et pertinence des données issues de la science participative	52
5.4.2	Limites liées à la disponibilité des données	52
	Localisation des terriers	52
	Données de trafic routier	52
5.4.3	Pertinence et limites des méthodes.....	53
	Méthodologie appliquée à la modélisation de la connectivité et limites associées..	53
	Simplification du réseau routier et limites associées	53
	Visualisation spatiale et limites associées	54
5.5	Perspectives	54
5.5.1	Enjeux liés à la collecte et à la centralisation des données	54

5.5.2	Extension de l'analyse à d'autres espèces.....	55
5.5.3	Vers une mobilité intégrée.....	55
6	Conclusion.....	56
7	Bibliographie.....	57
8	Annexes	66

Liste des figures

Figure 1. Schéma représentant un réseau écologique. Source : dessin réalisé par Violette Bary, largement inspiré du schéma de Conservation de la nature Canada, site Connectivité écologique.com, consulté en 2025.	6
Figure 2. Représentation des limites planétaires (2009) selon Rockström et al., (2009). Les zones rouges indiquent l'état actuel estimé, et le cercle vert représente la limite écologique à respecter.....	8
Figure 3. Visualisation de la connectivité paysagère modélisée à l'aide du logiciel Graphab. a. Représentation de l'approche par graphes, basée sur les nœuds d'habitat et les liens de connectivité. b. Représentation de l'approche par chemins à moindre coût, avec les surfaces d'habitat réel représentées en rouge (Foltête et al., 2012).....	9
Figure 4. Exemple de modélisation basée sur la théorie des circuits, reliant les zones protégées du tigre en Inde centrale à l'aide de Circuitscape. Source : Dutta et al., (2016).....	10
Figure 5. Carte d'occupation du sol et du réseau routier en Province de Namur.....	13
Figure 6. Distribution du nombre de collisions routières rapportées par espèce de mammifères. Données issues de Observations.be 2010 - 2024	15
Figure 7. Schéma général de la méthodologie	16
Figure 8. Exemple de simplification du réseau routier, suppression de l'échangeur autoroutier de Daussooux (Namur).	19
Figure 9. Exemple de simplification du réseau routier en réseau à une bande, échangeur autoroutier de Daussooux (Namur).	20
Figure 10. Carte du paysage représentant les différentes classes d'occupation du sol utilisées pour l'analyse de la connectivité écologique, province de Namur.....	20
Figure 11. Répartition des collisions routières impliquant des blaireaux dans la province de Namur (2006-2016) et numéros des principaux axes routiers mentionnés dans les résultats..	30
Figure 12. Répartition des valeurs de densité le long du réseau routier dans la province de Namur.	31
Figure 13. Répartition du nombre de collisions par tronçon de 500 m.	32
Figure 14. Représentation des différents types d'habitats (superposés) et réseau routier.....	34
Figure 15. Représentation des chemins à moindre coût obtenus par la modélisation, dans le cas de l'habitat modélisé sur la base des forêts de feuillus.	35
Figure 16. Répartition des traversées modélisées et représentation des valeurs de densité en transparence.....	36
Figure 17. Caractéristiques structurelles du réseau routier : réseau structurant, réseau éclairé, vitesse maximale autorisée et types de barrières.....	38

Figure 18. Représentation des vitesses maximales autorisées (km/h) superposée aux valeurs de densité de collision routière.	39
Figure 19. Représentation des types de barrières superposée aux valeurs de densité de collisions routières.	40
Figure 20. a. Effet de la vitesse maximale autorisée (km/h) sur le nombre prédit de collisions routières. b. Effet de la distance à l’habitat favorable (m) du blaireau européen sur le nombre prédit de collisions routières.	42
Figure 21. Effet des différents types de dispositifs de retenue routiers sur le nombre prédit de collisions.	43
Figure 22. Effet de variables explicatives binaires (connectivité, éclairage et réseau routier structurant) sur le nombre prédit de collisions routières.	44
Figure 23. Représentation des quatre réponses comportementales d'évitement des risques liés au volume de trafic (Jacobson et al., 2016b)	51

Liste des tableaux

Tableau 1. Synthèse des sources de données cartographiques	18
Tableau 2. Synthèse des principaux facteurs environnementaux influençant la sélection de l'habitat pour les terriers du blaireau européen (<i>Meles meles</i>) (Lebourgeois, 2020).....	21
Tableau 3. Critères considérés comme favorables, utilisés dans la construction de la carte d'habitat.....	21
Tableau 4. Illustrations des cinq catégories de dispositifs de retenue linéaires recensées dans la couche de données d'entrée. Source : Google Street View, Province de Namur.	24
Tableau 5. Valeurs de résistance appliquées pour les différents types d'occupation du sol.....	26
Tableau 6. Détail des variables associées à chaque tronçon.....	28
Tableau 7. Répartition du nombre de tronçons associés à chaque catégorie de nombre de collisions, de 0 à 10	33
Tableau 8. Estimation de l'influence des variables explicatives sur le nombre de collisions routières (GLM Binomial Négatif).	41
Tableau 9. Contribution de chaque variable explicative au modèle selon le test du rapport de vraisemblance (LRT).....	45

Liste des acronymes

AWSR	Agence Wallonne pour la Sécurité Routière
BB	Berme centrale en Béton
BBH	Berme centrale en béton et barrière haute
BH	Barrière haute BS
BS	Barrière au ras du sol
BHS	Barrière haute et barrière au ras du sol
CREAVES	Centre de Revalidation des Espèces Animales Vivant à l'État Sauvage
DEMNA	Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole
GLM	Generalized Linear Model (Modèle linéaire généralisé)
IEA	International Energy Agency (Agence internationale de l'énergie)
IRR	Incidence Rate Ratio (Rapport de taux d'incidence)
LCP	Least-Cost Path (chemin à moindre coût)
LRT	Likelihood Ratio Test (test du rapport de vraisemblance)
PC	Probability of Connectivity (probabilité de connectivité)
SPW	Service public de Wallonie

1 Introduction

Depuis des centaines de millions d'années, les animaux se déplacent sur Terre, que ce soit pour occuper de nouveaux espaces, trouver de la nourriture, se reproduire ou encore suivre leur trajectoire de migration (Crooks & Sanjayan, 2006). Ces déplacements sont bénéfiques, car ils participent au maintien de la diversité génétique au sein des populations, nécessaire à la résistance et à l'adaptation aux changements (Hanski, 1998). À l'heure actuelle, ces mouvements sont plus que jamais cruciaux pour ces populations animales, qui doivent faire face au dérèglement climatique.

Cependant, au cours de ces derniers siècles, l'Homme a drastiquement modifié le paysage, construisant des villes toujours plus grandes, reliées par des réseaux routiers toujours plus étendus. Les estimations prévoient la construction de 25 millions de kilomètres de routes revêtues supplémentaires d'ici 2050 dans le monde (IEA, 2013, scénario 4DS) (Dulac, 2013). En Europe de l'Ouest, l'urbanisation est très présente (Bourdouxhe et al., 2020), particulièrement en Belgique, où le réseau routier est parmi les plus denses d'Europe (Lehaire et al., 2013).

Ces routes forment un barrage parfois mortel pour la faune qui s'y aventure. En effet, en reliant nos villes, elles traversent des zones rurales, normalement épargnées par l'urbanisation massive. Ces zones rurales constituent des habitats écologiques précieux pour les animaux, qui subissent déjà de nombreuses pressions anthropiques. Les conséquences pour la faune sont préoccupantes. Ces routes entraînent une perte de connectivité, fragmentant les écosystèmes (Fu et al., 2010). Mais surtout, elles conduisent à la mortalité directe de nombreux individus à cause de la circulation automobile, on estime à 29 millions le nombre de mammifères tués chaque année sur les routes européennes (Grilo et al., 2020).

Une espèce particulièrement affectée par les cas de collisions routières est le blaireau européen (*Meles meles*). En effet, en Belgique, on estime que 1 blaireau sur cinq serait victime de collisions routières au cours de sa vie (*L'Avenir*, 2025). À titre d'exemple, si l'on observe les données de collisions routières d'Observations.be, récoltées de manière volontaire en Wallonie entre 2010 et 2024, parmi les 19 124 mammifères répertoriés, 6 334 sont des blaireaux, soit environ un tiers des mammifères tués.

Face à cette problématique grandissante, des mesures de conservation existent, telles que les écoducs. Toutefois, ces dispositifs sont coûteux et souvent localisés. C'est pourquoi il est essentiel de poursuivre les recherches afin de mieux comprendre les mécanismes qui régissent l'occurrence de ces collisions et d'identifier les leviers d'action possibles.

Dans ce contexte, l'objectif de ce mémoire est, dans un premier temps, d'identifier les zones de concentration de collisions routières mortelles impliquant le blaireau européen. Dans un second temps, il s'agit d'identifier les variables explicatives écologiques et structurelles présentant une influence significative sur l'occurrence des collisions, afin de mieux comprendre les mécanismes susceptibles d'expliquer la distribution des mortalités observée.

2 État de l'art

2.1 Écologie routière

2.1.1 Introduction

Depuis les années 1950, les réseaux routiers connaissent une expansion fulgurante à travers le paysage. À titre d'exemple, en une décennie de 2000 à 2010, le réseau routier mondial a connu une hausse de plus de 35 %, soit environ 12 millions de kilomètres de voies supplémentaires. On estime que d'ici 2050, environ 25 millions de kilomètres de routes pavées supplémentaires seront construits dans le monde (IEA, 2013, scénario 4DS) (Dulac, 2013). Bien que cette expansion soit liée au développement économique et social bénéfique pour les territoires (Taaffe et al., 1973), elle soulève de nombreuses problématiques environnementales, notamment pour la faune locale.

Ce constat a progressivement attiré l'attention du monde scientifique. Les années 1970 marquent ainsi le début des recherches consacrées aux effets écologiques des infrastructures routières, un mouvement qui coïncide avec l'émergence de l'écologie du paysage en tant que champ disciplinaire (Fu et al., 2010). Les premières études, réalisées majoritairement en Amérique du Nord, en Europe et en Australie (Coffin, 2007), se concentrent principalement sur leur impact en tant qu'obstacles aux déplacements des animaux (Oxley et al., 1974 ; Mader, 1984 ; Brody & Pelton, 1989), sources de mortalité (Bellis & Graves, 1971 ; Davies et al., 1987 ; Bruinderink & Hazebroek, 1996), et causes de modification du comportement animal (Rost & Bailey, 1979 ; Brody & Pelton, 1989 ; Tigas et al., 2002). En 1998, l'écologue du paysage Richard T.T. Forman introduit le terme de « Road Ecology », écologie routière, qu'il qualifie de « géant endormi », soulignant l'ampleur de la problématique, encore trop peu étudiée par la communauté scientifique (Forman, 1998). Il faudra attendre le début des années 2000 pour que ce terme soit popularisé, notamment grâce à la publication de son ouvrage « Road Ecology: Science and Solutions » (Forman et al., 2003), qui constituera une base solide dans le domaine de l'écologie routière. Depuis lors, on observe un intérêt croissant pour cette discipline scientifique, constituant un enjeu essentiel pour les années à venir, face à l'expansion continue des réseaux routiers et aux nombreuses problématiques environnementales qui en découlent.

2.1.2 Impacts écologiques des réseaux routiers

Impacts liés aux infrastructures routières

Parmi les impacts écologiques liés aux infrastructures routières, la construction initiale des routes constitue une source de perturbation. En remplaçant les habitats naturels par du bitume, elle contribue directement à la perte d'habitats (Spellerberg, 1998) et dégrade les conditions physiques du terrain. Riley (1984) décrit notamment une compaction du sol jusqu'à 200 fois supérieure à la normale. Des organismes peuvent également être blessés ou tués lors de la construction, alourdissant le bilan de mortalité dû aux infrastructures routières (Trombulak & Frissell, 2000).

Une fois construites, les routes ouvrent l'accès à des territoires jusque-là difficilement accessibles et relativement préservés des activités humaines (Laurance et al., 2015). Cette facilité d'intrusion favorise des activités telles que le braconnage, la chasse ou la pêche illégale

(Trombulak & Frissell, 2000). De plus, le développement d'infrastructures routières encourage l'urbanisation, entraînant une modification progressive de l'occupation du sol et une dégradation de la qualité des habitats (Coffin, 2007).

Impacts liés au trafic routier

Le trafic automobile engendré par les routes génère des impacts écologiques multiples. On retrouve notamment des altérations physiques : pollution sonore et lumineuse, modification du microclimat, dépôts de déchets, propagation d'espèces exotiques. Tous ces éléments perturbent la faune et la flore locales. Le trafic routier libère également, par émissions directes, de nombreux polluants chimiques dans l'environnement, tels que le dioxyde de carbone (CO₂), le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NO_x). Ces gaz peuvent réagir entre eux pour former des composés secondaires, tels que l'ozone troposphérique. À cela s'ajoutent les émissions liées à l'usure des pneus et des plaquettes de frein, qui libèrent des particules fines, des microplastiques ou encore des métaux lourds dans l'environnement (Trombulak & Frissell, 2000 ; Coffin, 2007). Cette dégradation de l'habitat ne se limite pas à la bordure immédiate de la route, mais s'étend bien au-delà. On appelle cela la « road-effect zone ». Forman & Deblinger (2000) ont montré que cet impact pouvait s'étendre sur une largeur d'environ 600 mètres de part et d'autre de la voie.

La conséquence la plus immédiate et reconnue des routes reste les collisions directes entre la faune et les véhicules. Ces collisions peuvent entraîner des blessures graves, voire mortelles, pour les animaux et les conducteurs (*cf. section 2.1.3*). Au-delà de la mortalité directe, ces situations peuvent induire des modifications du comportement. L'effet barrière désigne notamment le phénomène par lequel des espèces, soit en raison d'obstacles physiques (glissières, terre-pleins centraux), soit par crainte du danger perçu (bruit, lumière, circulation), modifient leur trajectoire ou évitent totalement certaines zones (Fahrig & Rytwinski, 2009). Combiné à cela, le tracé des routes à travers de vastes paysages fragmente les habitats. Ces différents phénomènes dus au réseau routier limitent les flux d'individus au sein du paysage. Selon Fu et al. (2010), la fragmentation combinée à l'effet barrière entraînerait une diminution de 32,78 % de la probabilité de connectivité (PC), une mesure de la connectivité.

2.1.3 Collisions routières entre la faune et les véhicules

Chaque année, environ 29 millions de mammifères seraient tués sur les routes européennes (Grilo et al., 2020). Aux États-Unis, on évalue à un million le nombre de vertébrés tués par jour (Forman & Alexander, 1998). Ces estimations, bien qu'approximatives, témoignent du problème majeur des collisions routières entre la faune et les véhicules. Au-delà de la mortalité individuelle, ces collisions représentent un facteur de pression sur la taille des populations animales. Elles contribuent à accroître le taux de mortalité de nombreuses espèces, déjà affectées par de multiples menaces environnementales. Dans une revue de 69 populations de mammifères réparties sur 58 études, Moore et al. (2023) décrivent les collisions routières comme étant la principale source de mortalité pour 28 % des populations étudiées. Les valeurs maximales rapportées atteignent pour des espèces jusqu'à 50 % de la population tuée par an, ou encore une contribution de la mortalité routière atteignant 80 % de la mortalité totale.

En plus de leur impact écologique, les collisions ont d'importantes conséquences sociales et économiques. Du point de vue social, elles menacent la sécurité des conducteurs, pouvant entraîner des blessures, des traumatismes, voire, dans les cas les plus graves, des décès (Williams & Wells, 2005 ; Bennett, 2017). Du point de vue économique, ces accidents engendrent des coûts associés aux dommages des véhicules, aux frais médicaux et à la réparation des infrastructures routières (Huijser et al., 2009a). Ainsi, en France, pour un nombre de collisions sur les grands ongulés estimé à 23 500 chaque année, le coût économique s'élèverait entre 115 et 180 millions d'euros (Vignon, V & Barbarreau, H, 2008). Ces éléments mettent en évidence l'importance d'approfondir les connaissances sur les collisions routières avec la faune, afin d'en limiter l'occurrence.

2.1.4 Facteurs influençant l'occurrence des collisions

Divers facteurs influencent l'occurrence des collisions. On observe en effet des différences inter- et intra-espèces, mais également des disparités liées aux caractéristiques des infrastructures routières. Dans sa revue de 215 études, Bennett (2017) décrit une variété de facteurs pouvant jouer un rôle. Au sein d'une même espèce, des variables telles que l'âge, en lien avec les comportements de dispersion des juvéniles, ou encore le sexe, les mâles parcourant souvent de plus grandes distances en période de reproduction, peuvent influencer la probabilité d'accident. Entre différentes espèces, on retrouve la taille du domaine vital, les habitudes de vie (comme le caractère nocturne ou migratoire), les préférences alimentaires, la saison de reproduction, ainsi que la taille et la visibilité de l'espèce.

Dans une revue de 799 études portant sur 131 espèces, Fahrig & Rytwinski (2009) ont comparé les différents effets des routes et de la circulation sur l'abondance et la répartition de différentes espèces. Les amphibiens, qui dépendent de deux habitats distincts et de leur mobilité entre ceux-ci pour survivre, ainsi que les reptiles, présentaient des effets négatifs marqués. Les oiseaux montrent des effets majoritairement négatifs ou neutres, à l'exception de certaines espèces charognardes comme les vautours, qui peuvent bénéficier de la présence de carcasses sur les routes pour se nourrir. Il en va de même pour certains petits mammifères opportunistes, tels que la souris, qui peut exploiter ces ressources alimentaires. Les mammifères de taille moyenne présentent des effets négatifs à neutres, tandis que les grands mammifères sont majoritairement affectés de manière négative par les infrastructures routières, d'autant plus qu'ils constituent un danger accru pour les automobilistes. Cela témoigne des différences de vulnérabilité entre les espèces.

Il est évident que la densité du trafic routier joue également un rôle important dans l'occurrence des accidents. Un trafic dense limite les tentatives de traversée, mais accroît la probabilité de collision pour les individus qui s'y engagent. À l'inverse, lorsque le trafic est faible, les animaux ont tendance à traverser plus fréquemment, mais la probabilité de collision diminue en raison de la moindre densité de circulation. Ainsi, la probabilité de mortalité atteint généralement un maximum pour des volumes de trafic intermédiaires, où la fréquence des traversées et le risque de collision se combinent (Denneboom et al., 2024). Dans cette même optique, Lao et al. (2011) montrent que l'augmentation de la largeur de la chaussée et du nombre de voies de circulation est associée à une diminution de la probabilité de présence des animaux sur la chaussée, traduisant un effet dissuasif lié à une traversée perçue comme plus longue et plus complexe.

Toutefois, il est essentiel de prendre en compte le type de comportement de l'espèce face à la route. Par exemple, les grenouilles, les serpents ou les hiboux, dites « non répondeurs », ne perçoivent pas le danger et s'engagent sur des routes à fort trafic, augmentant ainsi leur risque de collision (Jacobson et al., 2016a).

Des facteurs relatifs à la configuration du réseau routier peuvent également avoir un impact sur l'occurrence des collisions. La présence de virages constitue un facteur important, les collisions étant plus fréquentes dans ces configurations en raison des contraintes qu'elles imposent à la détection des animaux par les conducteurs (Koju et al., 2025).

Enfin, la vitesse apparaît également comme un facteur explicatif de l'occurrence des collisions. L'augmentation de la vitesse maximale autorisée accroît la probabilité d'une réaction inefficace de la part des conducteurs, un effet qui tendrait à s'accroître au-delà de certains seuils critiques, tels que 80 km/h selon Lao et al. (2011).

2.2 Connectivité paysagère

2.2.1 Définition et concepts

La connectivité est une variable prise en compte plus récemment dans les études de collisions routières. Elle est définie en 1993 par Taylor et al., comme étant le degré auquel le paysage facilite ou entrave le mouvement entre les parcelles de ressources. Elle peut être structurelle ou fonctionnelle. La connectivité structurelle désigne la mesure relative à la configuration des structures physiques du paysage entre elles, telles que les parcelles d'habitat, les corridors, les cours d'eau, les zones urbaines ou encore les routes (Taylor et al., 2006 ; Rudnick et al., 2012). La connectivité fonctionnelle, quant à elle, intègre le comportement des espèces en réponse à ces éléments du paysage. Elle fait donc référence aux flux de déplacement des individus à travers le paysage. De ce fait, la connectivité fonctionnelle est toujours spécifique à une espèce (Taylor et al., 2006). Pour une meilleure compréhension, ce phénomène s'illustre comme suit :

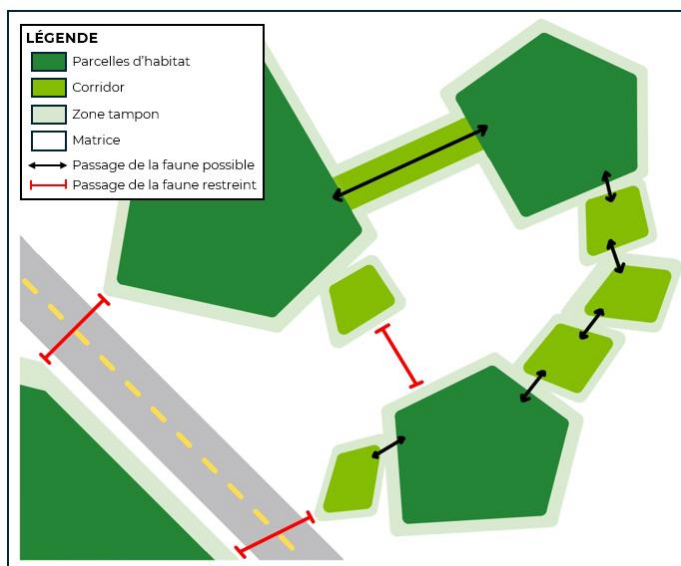


Figure 1. Schéma représentant un réseau écologique. Source : dessin réalisé par Violette Bary, largement inspiré du schéma de Conservation de la nature Canada, site [Connectivité écologique.com](http://Connectivitéécologique.com), consulté en 2025.

La Figure 1 présente des parcelles d'habitat. Ces zones offrent à une espèce donnée les conditions nécessaires à sa survie, abri, eau et nourriture. Elles sont entourées par une zone tampon qui sépare le cœur de la parcelle d'habitat de la zone environnante non favorable, appelée matrice. (Kindlmann & Burel, 2008 ; Debinski, 2006). Cette zone tampon atténue les effets de bordure, c'est-à-dire l'exposition aux « dangers » extérieurs, elle permet ainsi de maintenir la qualité écologique du cœur d'habitat (Xun et al., 2014).

Les parcelles sont connectées entre elles par des corridors écologiques qui facilitent le déplacement des espèces entre les parcelles d'habitat (J. A. Hilty et al., 2012). Cependant, ils ne fournissent pas suffisamment de ressources et ne sont pas assez grands pour être considérés comme des parcelles d'habitat. Autrefois perçus comme des structures strictement linéaires, ces corridors peuvent en réalité prendre des formes variées, en fonction de l'espèce concernée et des processus écologiques impliqués (Meiklejohn et al., n.d.). Les ensembles de populations d'une même espèce, vivant dans différentes parcelles connectées entre elles par des échanges d'individus, sont appelés des métapopulations.

Enfin, l'ensemble des éléments du paysage forme ce que l'on appelle un réseau écologique, un système composé de parcelles d'habitat, reliées entre elles par des corridors, au sein duquel circulent des flux biologiques. Ces réseaux permettent aux animaux de se déplacer à des échelles plus ou moins grandes et sont maintenus pour préserver la biodiversité dans un système

fragmenté. Ils sont souvent modélisés à l'aide de la théorie des graphes (Foltête, Clauzel, Girardet, et al., 2012 ; J. Hilty et al., 2020).

2.2.2 Enjeux de la connectivité

La connectivité est un élément essentiel pour les êtres vivants. En rendant possible le mouvement entre les parcelles d'habitat, elle permet aux animaux de trouver des partenaires d'accouplement et ainsi de se reproduire (Crooks & Sanjayan, 2006). Par la même occasion, elle contribue à la dispersion des graines et à la pollinisation de nombreuses espèces végétales (Hadley & Betts, 2012). Ces mouvements maintiennent les flux génétiques cruciaux entre populations, formant ainsi des métapopulations plus résistantes (Hanski, 1998).

La connectivité est indispensable à la migration, cela concerne de nombreuses espèces qui en dépendent pour leur cycle de vie. En 2004, la GROMS¹ a identifié 4 358 espèces comme étant définitivement ou probablement migratrices (Riede, 2004). De plus, à l'heure actuelle, avec les modifications climatiques et la hausse des températures, de nombreux habitats ne remplissent plus les fonctions écologiques nécessaires à la survie des espèces. Cela entraîne une migration écologique forcée, bien souvent vers les pôles ou en altitude (Parmesan, 2006). De façon plus générale, la connectivité permet la colonisation de nouveaux espaces, des aires de refuge, de repos, de mise à bas où l'animal se sent en sécurité. En élargissant le territoire disponible, elle favorise l'accès aux ressources telles que l'eau et la nourriture, que ce soit par la quête alimentaire ou par la prédation (Crooks & Sanjayan, 2006). Enfin, ce brassage génétique ainsi que ces flux d'individus et de nourriture participent au cycle des nutriments, essentiel au maintien de l'écosystème (Ricotta et al., 2000).

2.2.3 Fragmentation des habitats et conséquences

Malgré l'importance reconnue des réseaux écologiques, leur connectivité est mise à mal. Les principales causes de cette dégradation sont l'urbanisation et les secteurs qui en découlent. On retrouve bien sûr la conversion des habitats naturels en infrastructures anthropiques, telles que les réseaux de transport, les zones résidentielles et industrielles, mais également l'extraction minière et forestière, ainsi que l'agro-industrialisation croissante du paysage. L'ensemble de ces activités provoque la perte et la fragmentation des habitats (Xun et al., 2014 ; Butchart et al., 2010). Dans un premier temps, la superficie des parcelles est réduite et la qualité des habitats se dégrade. Cela entraîne des modifications dans la géométrie des milieux et dans la structure de leurs bordures (Bailey, 2007). Progressivement, les parcelles deviennent de plus en plus petites, plus isolées, jusqu'à parfois disparaître complètement (Scolozzi & Geneletti, 2012). Une grande partie du monde a déjà été impactée par la fragmentation et la dégradation des milieux (Venter et al., 2016). À l'heure actuelle, plus de 75 % des écosystèmes terrestres (hors Antarctique) ont été directement modifiés par les activités humaines (Ellis et al., 2010).

Dès lors, la connectivité écologique diminue et ne remplit plus ses fonctions, entraînant l'effondrement de l'ensemble du système écologique qui en dépendait. Les parcelles plus petites ne fournissent plus les ressources nécessaires au maintien des populations locales. La capacité de charge diminue, tout comme la taille des populations et le nombre de partenaires

¹ The Global Register of Migratory Species

sexuels (Baguette et al., 2013). Les flux génétiques se réduisent, conduisant à une baisse de la capacité d'adaptation aux changements environnementaux, à une perte de diversité génétique et à une dépression de consanguinité, menant finalement à une augmentation du risque d'extinction, en particulier pour les petites populations moins résistantes (Frankham, 2006). Toutes ces raisons poussent les individus à quitter leurs habitats afin de recoloniser de nouveaux espaces. Cependant, en l'absence de connectivité, les individus sont contraints de traverser la matrice, qui présente parfois des barrières infranchissables, voire mortelles pour les animaux, telles que les autoroutes, les clôtures ou encore les zones urbaines. Leur espérance de survie s'en trouve donc fortement impactée (Fahrig, 2003). Tous ces processus, combinés à la multiplication et à l'intensification des pressions anthropiques, contribuent à un déclin continu et généralisé de la biodiversité (Butchart et al., 2010). En 2009, parmi les neuf limites planétaires identifiées par Rockström et al. comme nécessaires au maintien d'un écosystème sûr, la perte de biodiversité apparaissait déjà comme la limite la plus largement dépassée (cf. Figure 2).

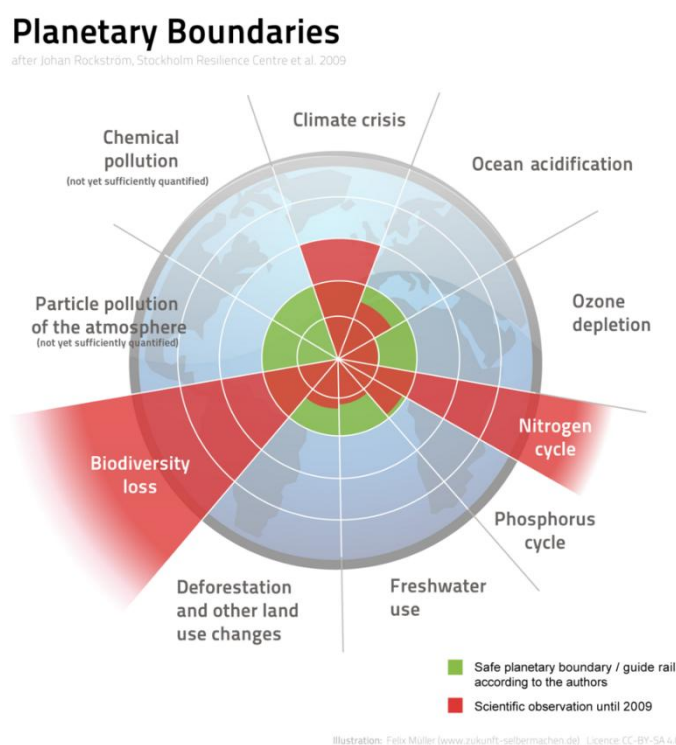


Figure 2. Représentation des limites planétaires (2009) selon Rockström et al., (2009). Les zones rouges indiquent l'état actuel estimé, et le cercle vert représente la limite écologique à respecter.

Face à cette situation, plusieurs leviers d'action sont envisageables, notamment la réaffectation de terres pour fournir de nouveaux habitats et l'amélioration de la qualité des habitats existants. Cependant, ces mesures sont coûteuses et complexes à mettre en œuvre. Une stratégie alternative, plus accessible et réaliste, consiste à renforcer la connectivité des réseaux à l'aide de corridors écologiques afin de réduire l'isolement (Baguette et al., 2013). Dans cette optique, il apparaît pertinent de poursuivre les analyses portant sur la connectivité, en particulier en lien avec les infrastructures routières.

2.3 Modélisation de la connectivité

2.3.1 Théorie des graphes

Un outil mathématique de plus en plus utilisé pour représenter et analyser la connectivité dans des réseaux complexes est la théorie des graphes. Depuis longtemps développée pour des applications variées allant de la sociologie aux réseaux informatiques, elle s'est récemment fortement développée dans le domaine de l'écologie du paysage, notamment dans le cadre des modèles de métapopulations (Urban et al., 2009). L'approche écologique consiste à représenter le paysage comme un ensemble de points appelés nœuds, correspondant aux taches d'habitat, reliés par des arêtes appelées liens, qui correspondent aux corridors écologiques, le tout formant un graphe (Urban & Keitt, 2001). Cela permet de simplifier la complexité des paysages en une représentation intuitive tout en capturant les éléments essentiels à l'analyse de la connectivité, constituant un bon compromis entre pertinence et efficacité (Calabrese & Fagan, 2004 ; Urban et al., 2009), (cf. Figure 3).

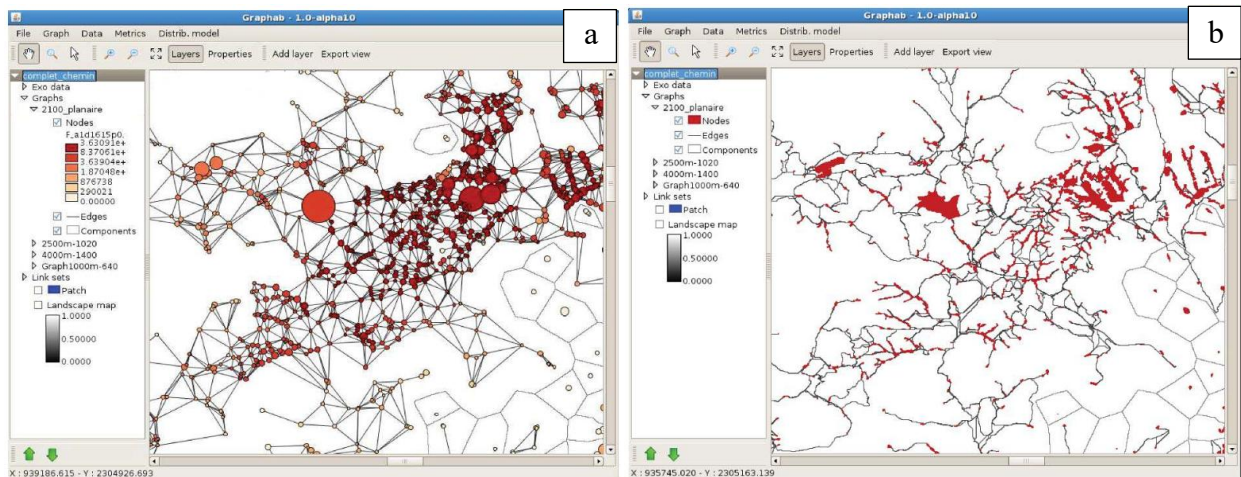


Figure 3. Visualisation de la connectivité paysagère modélisée à l'aide du logiciel Graphab. a. Représentation de l'approche par graphes, basée sur les nœuds d'habitat et les liens de connectivité. b. Représentation de l'approche par chemins à moindre coût, avec les surfaces d'habitat réel représentées en rouge (Foltête et al., 2012).

Pour définir les liens entre les taches, deux grandes approches existent, la distance euclidienne et la distance à moindre coût. La première approche consiste à relier les habitats par le chemin le plus court, c'est-à-dire en ligne droite. Cette méthode suppose que les espèces se déplacent de façon constante et sans obstacle à travers le paysage, une hypothèse souvent irréaliste car elle ne prend pas en compte la structure hétérogène du milieu (Galpern et al., 2011). La seconde approche, largement employée dans la littérature scientifique, est appelée Least-Cost Path (LCP), ou chemin de moindre coût. Elle repose sur l'évaluation de la résistance du paysage au déplacement des organismes. Cette méthode interprète le paysage comme un raster (grille), où chaque cellule se voit attribuer une valeur de résistance reflétant la facilité ou la difficulté de déplacement pour l'espèce étudiée. Dès lors, une prairie ou une forêt se verront attribuer une valeur faible, tandis que les zones urbaines et les routes seront associées à une valeur beaucoup plus élevée. L'algorithme calcule ensuite, pour chaque paire de parcelles, le chemin qui minimise le coût total de déplacement en intégrant les résistances traversées, le « Least-Cost Path » (Adriaensen et al., 2003 ; Sawyer et al., 2011).

Une fois les liens établis, il reste à déterminer quels nœuds seront effectivement reliés au sein du graphe. De façon générale, les nœuds ne sont reliés par des liens que si la distance qui les sépare est inférieure à une valeur seuil, correspondant par exemple à la capacité de déplacement maximale de l'espèce entre deux parcelles. Cette approche permet de fournir une visualisation plus claire du réseau tout en conservant une représentation pertinente de la connectivité (Galpern et al., 2011).

Un logiciel fréquemment utilisé dans la littérature pour modéliser la connectivité sur la base de la théorie des graphes est Graphab. Il a été conçu spécifiquement pour faciliter la mise en œuvre des graphes paysagers (Foltête, Clauzel, Girardet, et al., 2012). Contrairement à d'autres outils qui nécessitent d'utiliser plusieurs modules ou logiciels distincts, Graphab intègre toutes les étapes de modélisation, de l'importation de la carte à la modélisation du réseau écologique, en passant par le calcul des métriques de connectivité (Foltête, Clauzel, & Vuidel, 2012a).

2.3.2 Théorie des circuits

La théorie des circuits est une autre approche mathématique utilisée pour modéliser les flux génétiques à travers le paysage. Initialement conçue pour modéliser des réseaux électriques (McRae, 2006), elle peut être appliquée à l'analyse de la connectivité dans les réseaux chimiques, neuronaux, économiques et, de façon plus récente, dans les réseaux écologiques pour modéliser les flux de déplacements des espèces (McRae et al., 2008).

La théorie des circuits est basée sur les lois de Kirchhoff et sur le principe de résistance électrique. Elle interprète le paysage comme un grand circuit électrique où chaque élément du paysage agit comme une résistance, qui varie en fonction de la facilité ou de la difficulté à traverser l'élément du paysage en question. Le courant, réparti entre tous les chemins possibles sur l'ensemble du paysage, est assimilé au déplacement d'un animal cherchant à emprunter les chemins de moindre résistance (McRae & Beier, 2007). Cette approche fournit ainsi une multitude de chemins possibles avec plus ou moins de facilité, contrairement à la méthode du Least-Cost Path, qui ne propose qu'un seul trajet optimal entre deux patches (cf. Figure 4).

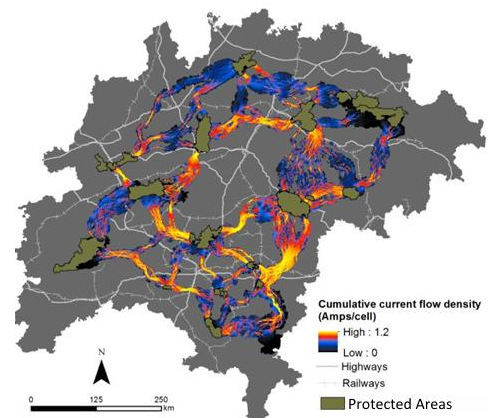


Figure 4. Exemple de modélisation basée sur la théorie des circuits, reliant les zones protégées du tigre en Inde centrale à l'aide de Circuitscape. Source : Dutta et al., (2016)

Dans le prolongement de ses travaux introduisant la théorie des circuits comme alternative aux approches classiques de modélisation des flux écologiques, Brad McRae a co-développé le logiciel Circuitscape afin de permettre la mise en œuvre opérationnelle de cette méthode (McRae et al., 2016). Depuis sa création, cet outil a été largement adopté dans la recherche. Dickson et al., (2019) ont recensé 459 études ayant mobilisé Circuitscape.

2.3.3 Graphab vs Circuitscape

La théorie des graphes, à travers le logiciel Graphab, a été depuis plusieurs années largement utilisée, que ce soit dans la recherche académique, pour des études sur la diversité génétique (Bertin et al., 2017), les mouvements d'individus (Balbi et al., 2021) ou la présence de points

chauds de mortalité routière (Girardet et al., 2015 ; Kang et al., 2016). Elle est également appliquée dans des contextes opérationnels tels que l'aménagement de passages fauniques (Mimet et al., 2016), l'évaluation d'impacts aux changements climatiques (Kang et al., 2016), la planification urbaine (Tannier et al., 2016).

Cette méthode est appréciée pour son accessibilité, la simplicité des données d'entrée, le fait qu'elle couvre toutes les étapes nécessaires à la création d'un graphe, ainsi que pour la large gamme de métriques de connectivité qu'elle permet de calculer. De plus, depuis sa création en 2012 (Foltête et al., 2012), ses développeurs ont pu identifier plusieurs lacunes et améliorer le logiciel. Par exemple, il propose maintenant des intégrations avec R ou QGIS (Foltête et al., 2021).

Malgré tout, certains points lui sont reprochés. Deux éléments principaux sont mis en avant. Le premier est qu'il considère, via la méthode du LCP, un seul chemin unique entre deux patches, alors qu'en réalité une multitude de chemins sont possibles à travers le paysage. Le deuxième élément est que l'on suppose que les individus ont une connaissance complète de leur environnement et qu'ils opteraient donc pour le chemin minimisant leur coût. Or, en réalité, les individus n'ont pas toujours une bonne connaissance de leur environnement et ne réagissent pas forcément de façon à minimiser le coût (Foltête et al., 2025).

Ces deux éléments mettent en avant des problématiques auxquelles la théorie des circuits, à travers Circuitscape, peut partiellement répondre. En effet, Circuitscape modélise des chemins multiples, permettant de mieux tenir compte de la réalité du mouvement diffus des individus au sein du paysage (McRae et al., 2008). En supposant que l'animal peut se disperser dans toutes les directions, il diminue également le biais lié à l'idée que les individus connaissent et empruntent systématiquement le chemin de moindre coût. De plus, en capturant la redondance et la multiplicité des voies de passage, cette méthode met en évidence les zones où les déplacements se concentrent, appelées goulots d'étranglement. Ces zones représentent des points particulièrement importants où la connectivité est vulnérable (McRae et al., 2008).

Il reste toutefois des points négatifs associés au logiciel Circuitscape. Tout d'abord, il ne permet pas de calculer des métriques de connectivité comme le fait Graphab. Ensuite, il nécessite un temps de calcul bien plus élevé et davantage de mémoire (Foltête et al., 2025). De plus, Marrotte & Bowman, (2017) relèvent que les distances de résistance ne présentent pas un avantage clair sur les distances de moindre coût pour expliquer les réponses biologiques des espèces.

En conclusion, la théorie des graphes et la théorie des circuits ne sont pas concurrentes, mais complémentaires, dans la mesure où elles capturent des aspects différents de la connectivité du paysage. La théorie des graphes est généralement plus utilisée pour représenter la connectivité, en raison de son accessibilité et de sa capacité à fournir des résultats pertinents de manière simple. À l'inverse, la théorie des circuits, dont l'application est plus lourde en calculs, est davantage adaptée aux études visant à analyser des mouvements plus diffus et exploratoires à travers de multiples chemins potentiels.

2.4 Études des collisions faune-véhicules réalisées en Wallonie

En Wallonie, les travaux de Morelle et al. (2013) constituent la première recherche documentant précisément les collisions avec la faune sauvage. Grâce aux données récoltées par la police entre 2003 et 2011, les auteurs ont pu recenser 3 965 accidents impliquant des animaux, dont 840 cas ont été retenus pour les analyses spatiales.

L'étude met en évidence plusieurs résultats majeurs. D'une part, certaines espèces sont particulièrement concernées par ces collisions, le sanglier représente 26,63 % des cas, suivi du chevreuil (17,96 %), du cerf élaphe (6,86 %), du chien (9,63 %) et du renard (7,39 %). Il est toutefois important de rappeler que, étant donné que les informations utilisées proviennent des bases de la police, il est probable que les grands mammifères soient surreprésentés, car ils sont plus souvent enregistrés que les espèces de plus petite taille. D'autre part, l'étude relève une corrélation notable entre l'abondance des populations de sangliers et de cerfs (estimée à partir des statistiques de chasse) et l'augmentation du nombre de collisions. Cette relation est forte pour le sanglier (0,89) et modérée pour le cerf (0,67), avec une hausse respective des accidents de 194 % et 193 % sur la période étudiée.

Sur le plan temporel, les collisions surviennent principalement au crépuscule, avec des pics saisonniers pour certaines espèces. Le sanglier présente notamment un pic d'accidents en automne. Concernant le type de route, 50 % des collisions ont eu lieu sur des routes nationales, 43 % sur des routes régionales ou locales, et seulement 7 % sur des autoroutes. Du point de vue des usagers de la route, 13 % des collisions ont entraîné des blessures chez les conducteurs ou passagers, des cas de décès ont également été recensés.

Ainsi, les auteurs concluent que, compte tenu de la densité du réseau routier wallon, de l'augmentation des populations de gibier et du manque de données disponibles, la Wallonie constitue une région particulièrement pertinente pour l'étude des collisions entre faune sauvage et véhicules. La même année, les auteurs de ce travail publient un article en français plus accessible, reprenant les mêmes informations (Lehaire et al., 2013).

Par la suite, en 2017, un mémoire portant sur l'analyse de données de collisions routières impliquant le blaireau européen, le putois d'Europe et le raton laveur en Wallonie a été réalisé (Ziegler de Ziegleck auf Rheingrüb, 2017). Les données utilisées pour ce mémoire provenaient principalement de collectes de données volontaires et non standardisées, telles qu'Observations.be. C'est pourquoi ce travail a, dans un premier temps, été consacré au tri des données (doublons, informations imprécises ou erronées). Sur les 2 847 observations initialement collectées, 1 112 ont été conservées après l'étape de nettoyage des données, dont la majorité (789) concernait le blaireau européen. La seconde partie de ce mémoire a été consacrée à une analyse exploratoire des données, portant principalement sur leur distribution spatiale et temporelle, ainsi que sur l'évolution du nombre d'observations et d'observateurs au cours du temps et, pour le blaireau, à une mise en relation descriptive avec des préférences d'occupation du sol. Cette approche a permis d'identifier, à une échelle régionale, des zones de concentration apparente des collisions, sans toutefois viser une analyse explicative des facteurs sous-jacents.

3 Matériels et méthodes

3.1 Zone d'étude

La zone d'étude correspond à la province de Namur, située au centre de la Wallonie, en Belgique. Cette province, d'une superficie de 3 674,8 km², compte 505 348 habitants (IWEPS, 2025). L'occupation des terres y est répartie en 1 380 km² de couvert forestier, 2 065 km² de prairies et de cultures, et 208 km² de zones artificialisées (*cf. Figure 5*). Cette zone d'étude constitue un bon compromis entre la présence de zones urbanisées et d'espaces naturels en Wallonie. De plus, l'analyse des données d'Observations.be montre que la province de Namur enregistre le plus grand nombre de cas de collisions routières, toutes espèces confondues, en Wallonie, avec 8 584 observations, contre 6 149 pour la province de Luxembourg, qui arrive en deuxième position. Elle présente également le plus grand nombre de cas de blaireaux recensés dans les données triées et utilisées dans ce mémoire, avec 1 271 collisions routières, contre 1 182 en province de Luxembourg et 700 dans la province de Liège.

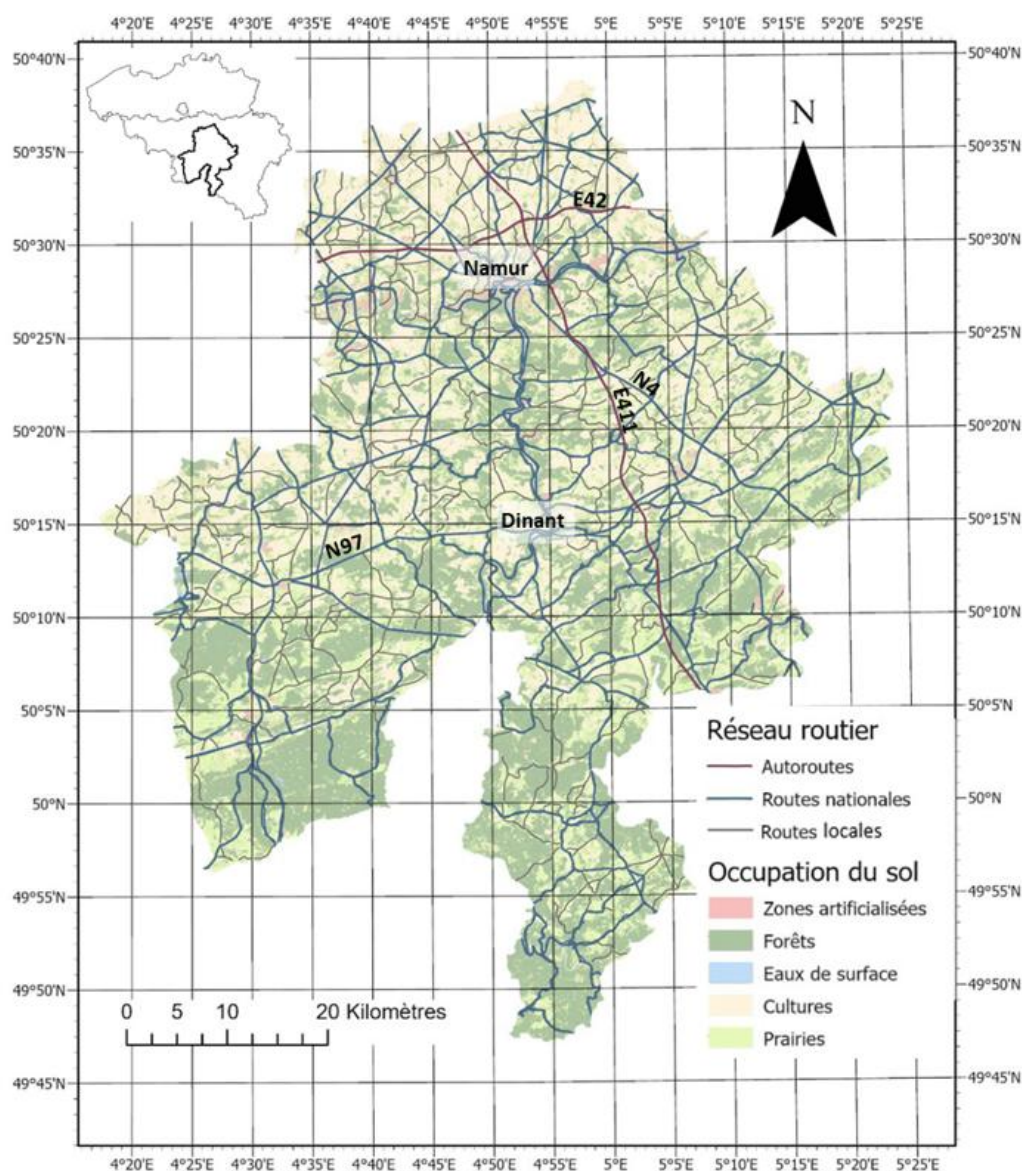


Figure 5. Carte d'occupation du sol et du réseau routier en Province de Namur.

Afin de réduire la complexité de l'analyse, le réseau d'étude se limite aux autoroutes et aux routes nationales (*cf. Figure 5*), les routes locales étant généralement décrites de manière moins précise et présentant une variabilité structurelle plus importante. Cela comprend 247 km d'autoroutes, dont l'E411 qui traverse la province selon un axe nord-sud, et l'E42 orientée est-ouest, ainsi qu'environ 2 950 km de routes nationales.

3.2 Choix de l'espèce étudiée

Les espèces ne réagissent pas de la même manière face aux infrastructures routières, leur mobilité et leur comportement varient en fonction des spécificités de chacune. De plus, dans le cadre de l'analyse de connectivité qui sera menée ultérieurement, les valeurs de résistance attribuées aux différents éléments du paysage dépendent directement de l'espèce considérée. C'est pourquoi il est nécessaire de sélectionner une espèce précise.

Les trois principales catégories recensées dans les données volontaires d'Observations.be sont les mammifères, les oiseaux et les amphibiens/reptiles. La catégorie comprenant le plus grand nombre d'observations est celle des mammifères, avec 6 435 observations recensées sur les 8 581 totales dans la province de Namur. Ce résultat n'est pas surprenant, en raison de leur taille généralement plus conséquente, les mammifères, contrairement aux insectes, aux oiseaux, aux amphibiens ou encore aux reptiles, sont plus visibles sur les routes et présentent un temps de décomposition plus long, ce qui facilite leur détection (Román et al., 2024). Cela constitue un avantage dans le cadre d'études sur la mortalité routière.

Cet argument souligne également qu'il est préférable d'opter pour un mammifère de taille moyenne à grande. Cela exclut notamment le hérisson d'Europe, l'écureuil roux ou encore la fouine, présents en Wallonie. De plus, les mesures coûteuses d'atténuation à grande échelle ciblent souvent les espèces de mammifères de taille moyenne à grande (Huijser et al., 2009). En Wallonie, on retrouve parmi les grands mammifères le cerf et le sanglier. Bien que leur taille puisse sembler représenter un atout, d'autres caractéristiques jouent en leur défaveur. Le cerf vit principalement dans de vastes massifs forestiers. Ces grandes forêts wallonnes, généralement éloignées des zones urbanisées et des routes, réduisent son exposition directe à la fragmentation. Or, dans le cadre d'une analyse de la mortalité routière ainsi que de la connectivité, il est essentiel de sélectionner une espèce fortement impactée. Le sanglier, quant à lui, est une espèce en surpopulation. À ce titre, bien qu'il puisse constituer un danger pour les automobilistes, il paraît plus cohérent de privilégier une espèce dont la taille de la population et la viabilité sont davantage menacées. De plus, le sanglier est soumis à des mesures de régulation plutôt qu'à des actions de conservation, car il cause d'importants dégâts aux cultures agricoles. Toutefois, la raison principale pour laquelle il n'a pas été retenu dans cette étude réside dans l'analyse de la répartition des données de Observations.be relatives aux mammifères, le sanglier n'arrive qu'en onzième position, avec 201 observations sur les 8 581 mammifères recensés dans la province de Namur.

L'espèce mise en évidence par cette analyse de répartition est le blaireau européen (*Meles meles*), qui arrive largement en première position avec 2 866 observations. Il est suivi, de loin, par le renard, en deuxième position, avec 905 cas (cf. Figure 6).

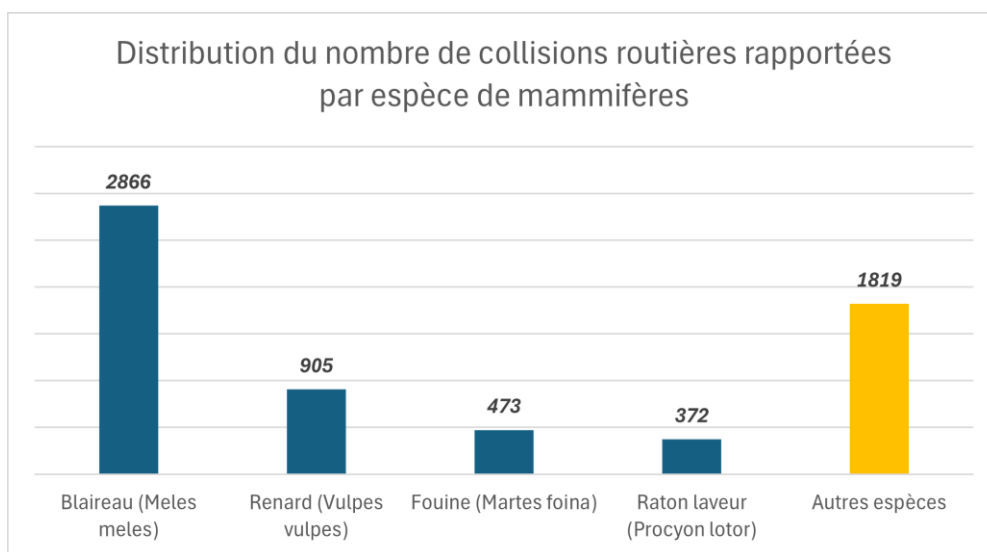


Figure 6. Distribution du nombre de collisions routières rapportées par espèce de mammifères. Données issues de Observations.be 2010 - 2024

Du côté de la littérature, de nombreux articles mettent en évidence l'impact du trafic routier sur les populations de blaireaux. Aux Pays-Bas, Van der Zee et al. (1992) analysent le déclin considérable de la population de blaireaux et témoignent de l'effet négatif des routes sur l'espèce. En Grande-Bretagne, Clarke et al. (1998) identifient la circulation routière comme l'une des principales causes de mortalité chez le blaireau. En Belgique, Vinciane Schockert, experte en mammifères au Service public de Wallonie, évoque elle aussi l'impact significatif du trafic routier sur cette espèce. Elle indique, dans un article publié dans *L'Avenir* début 2025, qu'environ un blaireau sur cinq est victime de collisions routières au cours de sa vie, ce qui réduit son espérance de vie à cinq à six ans, contre une valeur normale de dix à douze ans.

Au vu du nombre élevé de collisions enregistrées et des résultats de la littérature soulignant l'impact du trafic routier sur les populations de blaireaux, le blaireau européen (*Meles meles*) a été retenu comme espèce d'étude.

3.3 Présentation générale de la méthodologie

L'objectif de ce mémoire est d'identifier les variables explicatives influençant l'occurrence des collisions routières impliquant le blaireau européen. Un prétraitement des données est d'abord réalisé afin d'obtenir des couches d'information cohérentes et exploitables pour l'ensemble des traitements ultérieurs. La suite consiste à localiser les points chauds de collisions (hotspots), puis à analyser et tester un ensemble de variables susceptibles d'expliquer leur répartition. Ces variables regroupent des caractéristiques des infrastructures routières (vitesse maximale, présence de dispositifs de retenue, etc.) ainsi que des éléments liés à la connectivité écologique (modélisation des chemins de moindre coût, proximité avec l'habitat favorable) (cf. Figure 7).

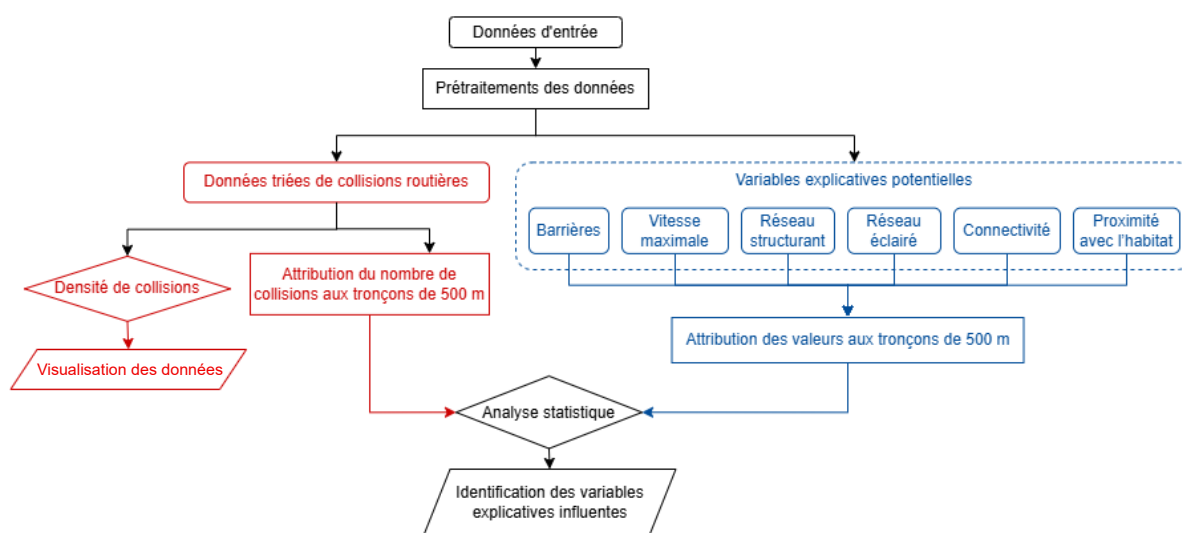


Figure 7. Schéma général de la méthodologie

3.4 Sources de données

3.4.1 Données de collisions routières

Les données de collisions routières utilisées dans cette étude proviennent du mémoire de Henry Ziegler (Ziegler de Ziegleck aùf Rheingrüb, 2017), dont une partie conséquente du travail a été consacrée au tri et à la validation des données. L'auteur a transmis sa base de données triée à des fins de réutilisation scientifique dans le cadre du présent mémoire.

Le travail de tri effectué a consisté en la suppression des informations non pertinentes (absence de coordonnées ou de date), des données imprécises ainsi que des doublons, sur la base de critères temporels et spatiaux. La base de données obtenue comptabilise un total de 3 218 cas de collisions routières survenues entre 2006 et 2016 sur l'ensemble de la Wallonie. Ces enregistrements proviennent majoritairement de la plateforme Observations.be (2 466 cas), mais également des dissections du laboratoire de l'Université de Liège (344), de l'OFFH² (259), du projet Go For Blaireau (141) et du DEMNA³ (8). Parmi ces données, 1 271 cas sont situés dans la province de Namur, dont 1 078 sont localisés à proximité (< 100 m) du réseau d'étude. Le fichier Excel transmis répertorie la localisation et la date des collisions routières. Des

² Observatory of the Fauna, Flora and Habitats in Wallonia

³ Département de l'Étude du milieu naturel et agricole

informations complémentaires y figurent également, telles que le sexe des individus ou leur stade de développement.

3.4.2 Recherche de données de collisions routières précédemment effectuées

Dans le cadre de la collecte de données, différentes sources ont été explorées. Cette section présente plusieurs pistes envisagées et les raisons pour lesquelles ces bases de données n'ont pas été jugées exploitables dans le cadre de ce mémoire.

Collecte volontaire citoyenne - Observations.be

En Wallonie, il existe un portail de collecte de données citoyennes, Observations.be, géré par Natagora. Par leur intermédiaire, un fichier Excel recensant les cas de collisions routières m'a été fourni, soit un total de 27 314 observations enregistrées entre 2010 et 2024. Certaines de ces observations mentionnaient plusieurs individus, principalement chez les amphibiens, tels que les crapauds ou les salamandres. Ces données concernaient majoritairement les mammifères, avec 19 124 observations totalisant 19 572 individus, ainsi que la catégorie des reptiles et amphibiens, représentant 5 701 observations pour 19 274 individus. Cette base constitue un apport conséquent en termes de volume de données. Il convient néanmoins de garder à l'esprit que ces informations proviennent de collectes volontaires non standardisées, ce qui peut en affecter la qualité. C'est pourquoi les données finales retenues pour l'analyse sont celles de Henry Ziegler, préalablement triées, dont la majorité provient précisément d'Observations.be.

Centres de soins pour animaux sauvages

En Belgique, parmi les centres de soins pour animaux sauvages, figurent les Centres de Revalidation des Espèces Animales Vivant à l'État Sauvage. Des données encodées entre janvier 2022 et avril 2024 m'ont été transmises par le centre CREAVES de Namur. Cependant, celles-ci comportaient un nombre limité de cas, soit 154 au total, dont une majorité d'oiseaux (103 cas), suivis de mammifères (45 cas). De plus, ces données concernaient principalement des animaux encore vivants après la collision, ce qui excluait une grande partie des individus morts sur le coup ou non signalés par les témoins.

Agence wallonne pour la Sécurité routière

Des données sont également collectées par les autorités publiques. Une base de données recensant 144 cas d'accidents impliquant des animaux, enregistrés entre 2017 et 2022, m'a été fournie par l'AWSR. Cette base contenait des informations précises sur la localisation, la date, les conditions météorologiques et l'alternance jour/nuit des accidents. Cependant, le type d'animal impliqué n'y était pas renseigné. Compte tenu du faible nombre de cas et de l'absence d'identification des espèces, ces données n'ont pas constitué une base suffisamment exploitable pour l'analyse.

Base de données de la police

Les données provenant de la police, notamment utilisées par Morelle et coll. (2013) dans leur analyse, pouvaient constituer une source intéressante. Cependant, ces documents ne sont pas accessibles au grand public, il est nécessaire d'obtenir une autorisation via différentes cours de justice. De plus, une fois les autorisations délivrées, les données doivent être extraites manuellement à partir des déclarations papier pour les accidents n'impliquant que des dégâts matériels. Ces éléments rendaient la collecte de données particulièrement laborieuse.

3.4.3 Données cartographiques

Les données cartographiques utilisées pour la création des cartes principales, à savoir le réseau routier et la carte du paysage (occupation du sol), proviennent de WalOnMap. Il en va de même pour les données cartographiques supplémentaires employées lors de la création de la carte d'habitat favorable, à savoir le type de sol et le modèle numérique de terrain (MNT).

Les données relatives aux infrastructures routières ont été obtenues auprès de différentes sources. La présence de barrières (dispositifs de retenue linéaires) et du réseau d'éclairage public, non disponibles en téléchargement direct sur WalOnMap, a été fournie par Monsieur Frédéric Plumier (SPW Mobilité et Infrastructures).

Les données relatives à la vitesse maximale ont été obtenues via OpenStreetMap, dans la catégorie associée aux routes (maxspeed). Toutefois, le réseau n'étant pas entièrement renseigné, les données manquantes ont été complétées manuellement sur base des zones traversées par le réseau routier et conformément au Code de la route.

Les données relatives au trafic n'étant pas disponibles, une carte répertoriant le réseau dit structurant, qui correspond aux grands axes principaux, a été téléchargée depuis WalOnMap. Ces axes principaux sont susceptibles de refléter partiellement une intensité de trafic plus élevée.

Un récapitulatif de l'ensemble des données cartographiques utilisées est présenté dans le *Tableau 1* ci-dessous.

Tableau 1. Synthèse des sources de données cartographiques

Type de données	Source	Nom officiel des données
Réseau routier	WalOnMap	Réseau routier régional et bornes associées
Occupation du sol	WalOnMap	WALOUS2023
Type de sol	WalOnMap	Carte numérique des sols de Wallonie
MNT (pente)	WalOnMap	Relief de la Wallonie MNT 1 m (2021-2022)
Réseau structurant	WalOnMap	Réseaux routiers régionaux thématiques
Barrières	M. Frédéric Plumier (SPW)	Dispositifs de retenue
Réseau éclairé	M. Frédéric Plumier (SPW)	Réseau éclairé
Vitesse maximale	OpenStreetMap	maxspeed

3.5 Prétraitement des données

3.5.1 Prétraitement des données de collisions routières

Les données de collisions routières ont été sélectionnées pour correspondre à la zone d'étude (province de Namur). Une sélection des points situés sur le réseau routier étudié a ensuite été effectuée. Pour ce faire, seules les observations situées à une distance inférieure ou égale à 100 mètres du réseau routier ont été conservées, représentant 1 078 données de collisions. Enfin, ces données ont été rattachées au réseau par la distance euclidienne la plus proche.

3.5.2 Prétraitement des données cartographiques

Carte du réseau routier

Plusieurs ajustements ont été nécessaires afin d'obtenir une carte du réseau routier prête à l'emploi pour les analyses. Le réseau, extrait de WalOnMap, comprenant les autoroutes et routes nationales, ne contenait pas la nationale N931, elle a donc été ajoutée manuellement.

Une simplification du réseau a ensuite été effectuée par la suppression des bretelles et des échangeurs (cf. Figure 8). Cette décision a été prise afin d'éviter que les zones de bretelles ne soient automatiquement considérées comme infranchissables en raison de l'accumulation de résistances élevées lors de l'analyse de connectivité. Cela permet également de garantir que les collisions routières soient rattachées aux routes principales et non à une bretelle.

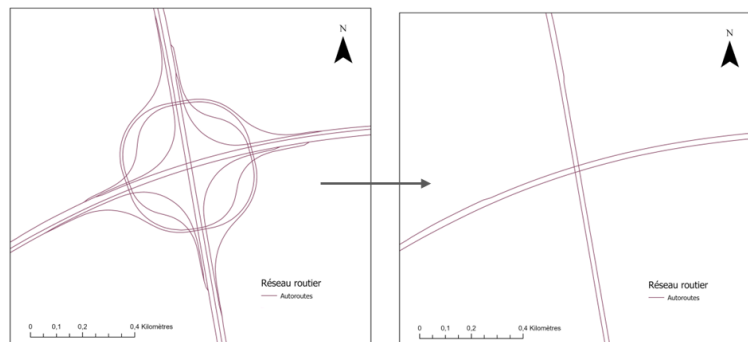


Figure 8. Exemple de simplification du réseau routier, suppression de l'échangeur autoroutier de Daussoulx (Namur).

Une largeur de 10 m a été attribuée à l'ensemble du réseau. La distinction entre routes nationales et autoroutes, avec des valeurs plus réalistes (8 m pour les nationales, 15 m pour les autoroutes), n'a pas été conservée. En effet, cette largeur entraînait un nombre trop faible de traversées des autoroutes dans la modélisation des chemins à moindre coût. De plus, ce choix assure que seule la valeur de résistance influence l'analyse, sans effet combiné avec la largeur.

Enfin, dans la couche de données initiales, les voies à double sens séparées par une berme ou un espace conséquent étaient représentées par deux bandes. Cependant, cette division des voies, entraîne une dilution du nombre de collisions sur les tronçons routiers concernés. Un réseau routier ne présentant qu'une bande unique pour l'ensemble du réseau a donc été créé (cf. Figure 9). Ce réseau simplifié a été utilisé pour la représentation par noyaux de densité et pour le calcul du nombre de collisions par tronçon de 500 m, tandis que la structure à double bande a été conservée pour l'analyse de connectivité.

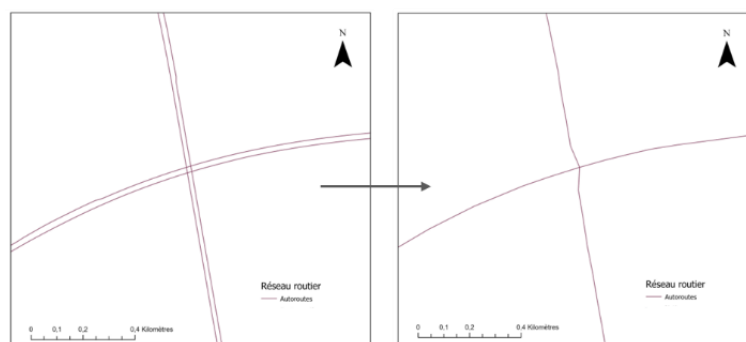


Figure 9. Exemple de simplification du réseau routier en réseau à une bande, échangeur autoroutier de Daussoulx (Namur).

Carte du paysage

La carte du paysage a été réalisée à partir de la carte d'occupation du sol extraite de WalOnMap. Dans cette carte, la distinction de hauteur entre différentes catégories de feuillus et de résineux a été supprimée. La carte du réseau routier traitée a ensuite été superposée à la carte d'occupation du sol. En effet, la carte d'occupation du sol ne comportait pas d'informations précises concernant le réseau routier, celui-ci étant uniquement inclus dans la classe « sols artificialisés ». Ainsi, le réseau routier (10 m de largeur) a été superposé à la carte d'occupation du sol initiale afin d'obtenir une représentation plus complète du paysage. Les onze catégories d'occupation du sol retenues sont présentées dans la Figure 10 ci-dessous.

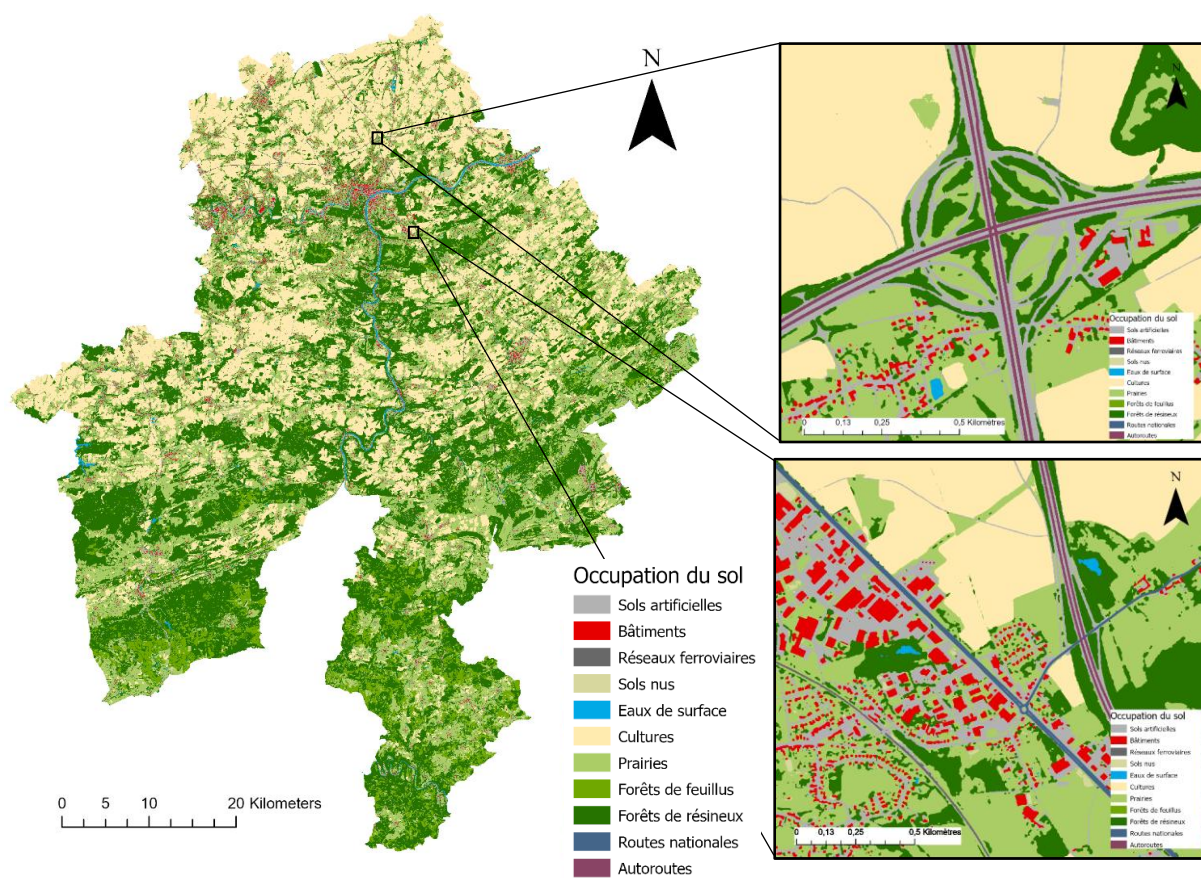


Figure 10. Carte du paysage représentant les différentes classes d'occupation du sol utilisées pour l'analyse de la connectivité écologique, province de Namur.

Carte d'habitat

En raison d'un nombre insuffisant de données de recensement des terriers de blaireaux, une approche alternative a consisté à construire une carte de l'habitat potentiel, fondée sur les facteurs favorables à l'installation des terriers. La sélection des habitats s'appuie sur le tableau de Lebourgeois (2020), présenté ci-dessous (*cf. Tableau 2*). Ce tableau synthétise les principaux facteurs environnementaux influençant la sélection de l'habitat chez le blaireau européen (*Meles meles*). Avec en Bleu les facteurs favorables représentés et en orange, les facteurs défavorables. Le signe « + » ou « - » indique le sens du facteur, tandis que le nombre de signes représente l'importance relative.

Tableau 2. Synthèse des principaux facteurs environnementaux influençant la sélection de l'habitat pour les terriers du blaireau européen (*Meles meles*) (Lebourgeois, 2020).

Paysages ¹	Mosaïque FFPP +++	Mosaïque FFCC ++	Dominance FF +	Mosaïque FRPP +	Mosaïque FRCC -	Dominance FR --	INF ---	
Type de peuplement / cultures ²	Chênaie +++	Hêtraie ++	Feuillue-Résineux +	Prairies naturelles +	Bosquets et haies +	Résineux -	Humides / marécages ---	Champs cultivés ---
Sol ³	Sable (S) drainé +++	Limon (L) drainé +++	Argile (A) drainée +	Charge en cailloux ⁴ -/+	S, L ou A mal drainé -	S, L ou A non drainé --	Sol inondé ---	
Pente (%)	≤ 20 +	]20-40] ++	]40-60] +++	]60-80] ++	]80-100] +	≥ 100 -		
Dist. route / habitation (mètres)	> 600 +++	]300-600] ++	]100-300] +	≤ 100 -				
Dist. lisière / prairie (mètres)	≤ 100 +++	]100-200] ++	]200-400] +	≥ 400 -				
Position dans la pente	Haut et rupture +++	Milieu ++	Bas +					
Altitude (m)	≤ 400 +++	]400-600] ++	]600-800] +	]800-1000] -	≥ 1000 --			

Dans le tableau, le signe « + » ou « - » indique le sens du facteur et le nombre, l'importance relative. FFPP : Forêts de Feuillues, Prairies naturelles et Pâtures extensives ; FFCC : Forêts de Feuillues et Champs Cultivés ; FF : Forêts de Feuillues dominantes ; FRPP : Forêts de Résineux, Prairies naturelles et Pâtures extensives ; FRCC : Forêts de Résineux et Champs Cultivés ; FR : Forêts de Résineux dominantes ; INF : Infrastructures routières denses, habitations nombreuses, forte population humaine.

En se basant sur les facteurs environnementaux identifiés dans la littérature (*cf. Tableau 2*), les critères considérés comme favorables à l'installation de terriers ont été définis (*cf. Tableau 3*).

Tableau 3. Critères considérés comme favorables, utilisés dans la construction de la carte d'habitat.

Paramètre	Critères considérés comme favorables
Paysage	Forêts de feuillus (toutes confondues) et forêts de résineux uniquement bordées par des prairies
Type de sol	Sableux, limoneux et argileux bien drainé
Pente	0 - 80 %
Proximité des routes/bâtiments	À plus de 100 m d'une zone artificielle
Altitude	0 - 800 m (toute la zone d'étude)

Ces critères incluent l'ensemble des forêts de feuillus (FF), qu'elles soient ou non situées en bordure de prairies. Les forêts de résineux, quant à elles, n'ont été considérées comme habitats favorables que lorsqu'elles étaient en contact direct avec des prairies. Les prairies n'ont pas été considérées en tant qu'habitat à proprement parler, car elles représentent principalement un atout pour l'installation des terriers en raison de la disponibilité en ressources alimentaires, sans pour autant constituer un habitat permanent. Les autres paramètres retenus concernent les sols bien drainés, un éloignement minimal de 100 m des zones artificielles, une pente inférieure à 80% ainsi qu'une altitude inférieure à 800 m (correspondant en réalité à l'intégralité de la zone d'étude).

3.6 Identification des zones de forte intensité de collisions

Les données de collisions routières triées (*voir section 3.5.1*), ainsi que le réseau routier à une bande (*voir section 3.5.2*), ont été utilisées comme données d'entrée pour l'identification des zones de forte intensité de collisions.

3.6.1 Estimation de la densité par noyau

La densité de collisions routières sur le réseau routier a été modélisée à l'aide de l'outil Kernel Density d'ArcGIS. Cette approche, basée sur la théorie de l'estimation de densité de probabilité par noyau, applique une surface de densité autour de chaque point, cette valeur est élevée au centre et décroît avec la distance selon le rayon de recherche. L'outil additionne ensuite les valeurs individuelles de tous les points pour créer une surface continue de densité.

La densité prévue en un emplacement (x, y) est calculée selon la formule suivante :

$$D(x, y) = \frac{1}{h^2} \sum_{i=1}^n w_i \cdot K\left(\frac{d_i}{h}\right)$$

où :

- $i = 1, \dots, n$: nombre total de points pris en compte dans le calcul
- w_i : valeur du champ de population associée au point i
- d_i : distance entre le point i et la position (x, y)
- h : rayon de recherche utilisé pour le calcul de la densité
- $K\left(\frac{d_i}{h}\right)$: fonction noyau appliquée à la distance normalisée, qui diminue avec la distance

Les points correspondent aux 1 078 collisions routières précédemment triées ($i = 1\ 078$). Chaque collision ayant la même importance, un poids unitaire est appliqué à l'ensemble des valeurs ($w_i = 1$). Le rayon de recherche appliqué est de 500 m, soit 1 km de diamètre au total ($h = 500$ m).

Cette approche permet une représentation visuelle générale de la dispersion spatiale des collisions à partir des points.

3.6.2 Nombre de collisions par tronçon de 500 m

Une autre approche permettant de représenter la distribution des collisions routières consiste à découper le réseau routier en tronçons auxquels est attribué le nombre de collisions survenues sur chacun d’eux.

Pour ce faire, des points espacés de 500 m ont été générés le long du réseau routier. Le réseau a ensuite été découpé à partir de ces points, permettant d’obtenir un maillage de tronçons de 500 m. Certains tronçons présentaient une longueur inférieure à 500 m, principalement en raison de leur proximité avec des intersections. Afin d’y remédier, les tronçons concernés ont été fusionnés avec le tronçon adjacent lorsqu’ils mesuraient moins de 250 m, tandis que ceux dont la longueur était supérieure ou égale à 250 m ont été conservés.

Un nombre de collisions a ensuite été associé à chaque tronçon. Ce nombre a été ramené à une longueur standard de 500 m en divisant le nombre de collisions par la longueur réelle du tronçon, puis en multipliant la valeur obtenue par 500. Certaines valeurs étant fractionnaires, une colonne supplémentaire contenant les valeurs arrondies a été ajoutée afin d’obtenir des nombres entiers plus cohérents pour désigner un nombre moyen de blaireaux victimes de la circulation. Ce sont ces valeurs standardisées du nombre de collisions par tronçon qui ont été utilisées pour l’analyse statistique.

3.7 Variables explicatives testées

3.7.1 Caractéristiques du réseau routier

Vitesse maximale autorisée

Les vitesses maximales autorisées sont réparties en cinq classes de 30, 50, 70, 90 et 120 km/h.

La couche issue d’OpenStreetMap, représentant les vitesses maximales du réseau routier, ne couvrait cependant pas l’ensemble des tronçons. Sur les 6 506 tronçons de longueur variable, 1 977 présentaient une valeur de vitesse maximale égale à zéro. Les vitesses manquantes ont été complétées manuellement sur la base du type de milieu traversé et des règles définies par le Code de la route. Ainsi, une vitesse de 50 km/h a été attribuée aux tronçons situés en zone urbaine ou villageoise, tandis que les routes nationales à double bande ont été associées à une vitesse de 90 km/h. Les valeurs ont ensuite été implémentées aux tronçons de 500 mètres, sur la base de la valeur observée au centre du tronçon.

Réseau structurant

Le réseau structurant désigne les axes principaux de circulation, fortement empruntés et assurant la connexion entre les grandes agglomérations. Il comprend les autoroutes E42 et E411, ainsi que les routes nationales N4, N80, N90, N97 et N40.

Les données relatives au trafic routier n’étant pas accessibles, le réseau structurant a été utilisé comme variable indirecte d’intensité du trafic, en supposant que le nombre de véhicules y circulant est plus élevé que sur les autres types de voies. La présence du réseau structurant a ensuite été rattachée aux tronçons routiers sous la forme d’une variable binaire, où l’absence correspond à 0 et la présence à 1.

Dispositif de retenue linéaire

Les dispositifs de retenue linéaires présents le long du réseau routier sont répartis, dans la couche de données d'entrée, en cinq catégories de barrières sous les abréviations suivantes :

- AL : barrière en aluminium
- FE : barrière en fer
- BE : berme centrale en béton
- BI : barrière en bois
- BIFE : barrière en bois à ras du sol.

Ces catégories sont illustrées ci-dessous afin d'en faciliter la visualisation (*cf. Tableau 4*).

*Tableau 4. Illustrations des cinq catégories de dispositifs de retenue linéaires recensées dans la couche de données d'entrée.
Source : Google Street View, Province de Namur.*

AL = barrière en aluminium  <i>Floreffe, Province de Namur</i>	FE = barrière en fer  <i>Spy, Province de Namur</i>
BE = berme centrale en béton  <i>Rhisnes, Province de Namur</i>	BI = barrière en bois  <i>Gesves, Province de Namur</i>
BIFE = barrière en bois à ras du sol  <i>Achène, Province de Namur</i>	

Ces catégories ont ensuite été regroupées en trois classes principales :

- BB : bermes centrales en béton (BE)
- BH : barrières hautes (AL, FE, BI)
- BS : barrières au ras du sol (BIFE)

Les différentes classes ont ensuite été associées au tronçon de 500 m correspondant. Les trois types principaux (BB, BH et BS) ainsi que les combinaisons BBH et BHS y ont été identifiés.

Réseau d'éclairage public

Le réseau d'éclairage public est également répertorié et disponible sous forme de couche de données. Celui-ci a été associé aux tronçons routiers sous la forme d'une variable binaire, indiquant la présence 1 ou l'absence 0 d'éclairage public.

3.7.2 Connectivité paysagère

Valeurs de résistance

Une valeur de résistance a été attribuée à chaque type d'occupation du sol afin de représenter le degré de difficulté rencontrée par le blaireau lors de ses déplacements à travers les différents éléments du paysage.

La définition de ces valeurs s'est appuyée sur une démarche en plusieurs étapes. Dans un premier temps, la classification proposée par Tarabon et al. (2019) a été utilisée comme base de travail. Ces auteurs distinguent différentes gammes de résistance selon le caractère du milieu approprié, neutre, défavorable, très défavorable ou barrière au déplacement des animaux. Cette grille d'analyse a été légèrement modifiée en ne retenant que quatre catégories opérationnelles, favorable, défavorable, barrière et infranchissable. Chaque classe d'occupation du sol a ensuite été associée à l'un des milieux en fonction de sa pertinence écologique pour le blaireau, sur la base des préférences environnementales décrites dans Lebourgeois (2020) (*cf. Tableau 5*). Au sein de ces catégories, les éléments du paysage ont été hiérarchisés selon leur niveau de contrainte, du moins contraignant au plus contraignant.

Sur cette base, une échelle de résistance comprise entre 1 et 1 000, inspirée de Bourdouxhe et al. (2020), a été appliquée. Des ordres de grandeur distincts ont été attribués à chaque catégorie. Les milieux favorables ont reçu des valeurs comprises entre 1 et 20, les milieux infranchissables ont été associés à une valeur proche de 1 000, tandis que les milieux défavorables ou considérés comme barrières ont été caractérisés par des valeurs intermédiaires. Ces valeurs ont ensuite été ajustées de manière itérative à la suite des premières modélisations. Par exemple, des résistances initiales de 800 et 700 attribuées respectivement aux autoroutes et aux routes nationales limitaient excessivement les possibilités de traversées, entraînant une quasi-absence de liens franchissant ces infrastructures. Les valeurs ont donc été révisées à la baisse afin d'obtenir une modélisation générant des résultats de traversée.

Les valeurs finales retenues, présentées dans le *Tableau 5*, attribuent notamment une résistance identique aux autoroutes et aux routes nationales. Ce choix vise à éviter d'introduire artificiellement une différence de difficulté de traversée entre ces deux classes d'infrastructures,

tout en tenant compte du fait que la classe « sols artificialisés », associée aux abords des routes, représente déjà une forte contrainte dans le paysage.

Tableau 5. Valeurs de résistance appliquées pour les différents types d'occupation du sol

Occupation du sol	Milieu	Valeurs de résistance
Forêts de feuillus	Favorable	1
Forêts de résineux	Favorable	5
Prairies	Favorable	5
Cultures	Favorable	20
Sols nus	Défavorable	100
Réseaux ferroviaires	Défavorable	200
Sols artificiels	Défavorable	300
Eaux de surface	Défavorable	350
Routes nationales	Barrière	500
Autoroutes	Barrière	500
Bâtiments	Infranchissable	999

Modélisation de la connectivité

La connectivité écologique a été modélisée à l'aide du logiciel Graphab 3.0.5 (Foltête et al., 2012).

La carte du paysage (voir section 3.5.2) a été importée dans Graphab en adoptant une résolution spatiale de 10 mètres, valeur imposée afin d'assurer la compatibilité du fichier avec Java, le traitement devenant trop volumineux à des résolutions supérieures.

Deux modélisations distinctes ont été réalisées :

- La première considère l'ensemble des forêts de feuillus comme habitats potentiels du blaireau européen, approche plus générale visant à représenter les zones de présence probable.
- La seconde repose sur la carte d'habitat favorable précédemment réalisée comme habitat sélectionné pour la modélisation (l'habitat favorable exclut le facteur lié au type de sol, jugé trop restrictif pour la modélisation de la connectivité à l'échelle de la province de Namur).

Le paramètre de connexité a été fixé à huit, ce qui signifie que les pixels sont considérés comme connectés entre eux dans les huit directions adjacentes (horizontalement, verticalement et en diagonale). La surface minimale des taches d'habitat a été définie à deux hectares et la distance maximale de dispersion a été fixée à 5 km, conformément aux valeurs rapportées dans la littérature (Godet et al., 2023).

$$A_{min} = 2 \text{ ha} \quad D_{max} = 5 \text{ km}$$

La connectivité entre les taches d'habitat a été modélisée à l'aide de la méthode des distances à moindre coût (*least-cost path*), en utilisant les valeurs de résistance attribuées à chaque type d'occupation du sol.

Dans un premier temps, aucune distance maximale n'a été imposée, afin de permettre le calcul libre des chemins de moindre coût entre l'ensemble des habitats. Une fois le réseau de liens

généralisé, l'outil « Conversion de distance » a été appliqué. Cet outil permet de convertir une distance métrique en distance-coût, sur la base d'une régression logarithmique entre les valeurs observées de distance et de coût.

La relation entre ces deux variables est décrite par l'équation suivante :

$$\text{coût} = e^{(\log(\text{distance}) \cdot \text{pente})}$$

Sur cette base, la valeur en coût correspondant à 5 km ($D_{\max} = 5 \text{ km}$) a été calculée. Cette valeur a ensuite été utilisée pour générer un nouveau jeu de liens intégrant explicitement cette limite de distance-coût. Les liens obtenus ont ensuite été exportés au format shapefile.

Identification des zones potentielles de traversée

Les données de liens ont été importées dans ArcGIS Pro afin d'identifier les intersections entre les chemins à moindre coût et le réseau routier. Ces intersections, représentées sous forme de points, correspondent aux zones potentielles de traversée de routes pour le blaireau, où le risque de collision est supposé plus élevé. Un tampon de 100 m a été appliqué autour de chaque point de traversée potentielle. Pour chacune des deux modélisations, deux colonnes distinctes ont été créées. Une valeur de 1 a ensuite été attribuée aux tronçons de 500 m intersectant ces buffers, tandis que les tronçons ne présentant aucune intersection se sont vu attribuer une valeur de 0.

Proximité avec l'habitat

La mesure de la proximité avec l'habitat repose sur la carte d'habitat favorable modélisée, excluant le facteur lié au type de sol (voir section 3.5.2). Pour chaque tronçon, une distance maximale à l'habitat favorable a été attribuée sur base de son point central.

Cette distance a été classée en 15 catégories couvrant une large gamme d'éloignements : de 4,5 km à 1 km par paliers de 500 m, puis 750 m, 500 m, 250 m, 150 m, 100 m, 50 m et 25 m. Ces classes ne représentent pas des intervalles réguliers, mais une gradation volontairement plus fine à proximité de l'habitat afin de mieux capter l'effet de la proximité immédiate.

3.8 Analyse statistique

3.8.1 Segmentation du réseau routier et attribution des variables explicatives

L'analyse des variables explicatives repose sur l'ensemble des valeurs attribuées aux tronçons, telles que décrites dans les sections précédentes. Pour rappel, le réseau routier a été segmenté en entités de 500 m. Les tronçons situés à proximité des intersections présentaient parfois une longueur inférieure, ceux mesurant moins de 250 m ont été fusionnés avec leurs segments adjacents, tandis que les autres ont été conservés. Les tronçons localisés en limite de la province de Namur ont été retirés afin d'éviter les effets de bordure, c'est-à-dire les biais pouvant résulter de l'absence d'information au-delà des limites administratives.

Un point a ensuite été généré au centre de chaque tronçon, permettant l'intégration de variables nécessitant une localisation ponctuelle (par exemple la distance à l'habitat favorable) et l'obtention de coordonnées géographiques précises associées à chaque entité. Les différentes variables explicatives reprises dans le *Tableau 6* ont été jointes à ces tronçons et à leurs points centraux. L'ensemble des informations a été regroupé et exporté dans un fichier Excel.

Tableau 6. Détail des variables associées à chaque tronçon

Variable	Valeurs	Description
Collisions routières	0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10	Nombre de collisions
Barrière	BB	Bermes centrales en béton
	BH	Barrières hautes
	BS	Barrières au ras du sol
	BBH	Bermes centrales en béton & barrières hautes
	BHS	Barrières hautes & barrières au ras du sol
	NO	Pas de barrières
Vitesse maximale (km/h)	30, 50, 70, 90, 120	Vitesse maximale autorisée
Réseau structurant	1	Présence
	0	Absence
Réseau éclairé	1	Présence
	0	Absence
Connectivité	1	Présence / absence d'un chemin de traversée
	0	
Proximité avec l'habitat (m)	25, 50, 100, 150, 250, 500, 750, 1000, 1500, 2000, 2500, 3000, 3500, 4000, 4500	Distance entre le centre du tronçon et l'habitat favorable

3.8.2 Distribution non aléatoire des collisions routières

Préalablement à l'analyse statistique des variables explicatives, la validation du caractère non aléatoire de la répartition des collisions sur le réseau routier a été réalisée. Dans un premier temps, l'indice de dispersion, correspondant au rapport entre la variance et la moyenne du nombre de collisions par tronçon, a été calculé. Une valeur de $I_D = 1$ indique une dispersion parfaitement aléatoire, tandis qu'une valeur supérieure à 1 traduit une distribution agrégée.

Dans un second temps, un test formel (DHARMA) a été effectué. Ce test évalue la probabilité que le ratio observé résulte du hasard, attestant ainsi de la significativité statistique du résultat (p-value).

3.8.3 Analyse statistique des variables explicatives

Modèle linéaire généralisé (GLM) binomial négatif

L'analyse de l'influence des variables explicatives sur le nombre de collisions routières a été réalisée au moyen d'un Modèle Linéaire Généralisé (GLM) à distribution binomiale négative. Ce type de modèle est particulièrement adapté aux données de comptage présentant une variance supérieure à la moyenne, phénomène appelé surdispersion, fréquemment observé dans les études de collisions routières (Koju et al., 2025 ; Lao et al., 2011 ; Yan et al., 2020).

Le GLM binomial négatif permet d'estimer l'effet propre de chaque catégorie de variable explicative toutes choses égales par ailleurs, c'est-à-dire en maintenant constantes les autres caractéristiques routières et environnementales du tronçon. De cette manière, il devient possible d'isoler l'effet spécifique d'un facteur indépendamment d'autres paramètres fortement corrélés. Ainsi, si l'on prend l'exemple de la variable « réseau éclairé », seules les routes présentant les

mêmes attributs pour les autres variables (vitesse égale, même type de barrière, etc.) seront comparées afin d'en isoler l'effet sur les collisions.

La relation entre l'espérance du nombre de collisions μ_i et les variables explicatives X_i est modélisée à l'aide d'une fonction de lien logarithmique :

$$\ln(\mu_i) = \beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \dots + \beta_k X_{ki}$$

où :

- μ_i : espérance du nombre de collisions pour le tronçon i
- β_0 : intercept du modèle
- β_k : coefficients estimant l'effet des variables explicatives
- X_{ki} : valeurs des variables pour chaque tronçon

Le modèle a été ajusté avec la fonction `glm.nb()` du package MASS, qui permet d'estimer simultanément les coefficients β et le paramètre de dispersion θ . La significativité des paramètres a été évaluée à l'aide de tests de Wald (z-tests) associés à chaque coefficient.

Analyse de variance par test du rapport de vraisemblance (LRT)

L'importance globale de chaque variable explicative dans la prédiction du nombre de collisions a été évaluée à l'aide d'un test du rapport de vraisemblance (Likelihood Ratio Test, LRT) appliqué au modèle binomial négatif complet.

Contrairement à une ANOVA séquentielle classique qui est sensible à l'ordre d'introduction des variables dans le modèle, l'approche retenue repose sur la fonction `drop1()` de R, qui fournit une analyse de contribution unique. En effet, cette méthode compare, pour chaque variable, le modèle complet incluant l'ensemble des prédicteurs (vitesse, type de barrière, réseau structurant, éclairage, connectivité, distance à l'habitat) à un modèle réduit dans lequel la variable testée est retirée. Le test examine ainsi si le retrait d'un prédicteur global (par exemple la variable Barrière, indépendamment de ses différents types BB, BH, etc.), entraîne une diminution significative de la vraisemblance du modèle, indiquant que la variable contribue effectivement à l'explication du nombre de collisions.

La statistique de test suit une loi du χ^2 avec un nombre de degrés de liberté correspondant à la différence de paramètres entre les deux modèles :

$$\chi^2 = -2[\ln(\mathcal{L}_{\text{réduit}}) - \ln(\mathcal{L}_{\text{complet}})]$$

où :

- $\mathcal{L}_{\text{complet}}$: vraisemblance du modèle incluant toutes les variables,
- $\mathcal{L}_{\text{réduit}}$: vraisemblance du modèle sans la variable testée.

Une p-value faible ($p < 0,05$) indique que la variable contribue significativement à l'explication du nombre de collisions et que son retrait entraîne une dégradation significative de la performance du modèle. Le test LRT a été appliqué systématiquement à l'ensemble des prédicteurs, permettant d'identifier les variables exerçant une influence statistiquement significative sur le risque de collision.

4 Résultats

4.1 Identification des zones de forte intensité de collisions

4.1.1 Répartition des collisions routières

La Figure 11 présente la localisation des 1 078 collisions routières mortelles de blaireaux entre 2006 et 2016 sur l'ensemble du réseau routier de la province de Namur. Parmi celles-ci, 323 collisions (~30 %) sont localisées sur les autoroutes, tandis que 757 collisions (~70 %) concernent les routes nationales. La distribution spatiale des collisions montre une concentration marquée le long de l'autoroute E411 avec 286 collisions, ainsi que sur les routes nationales N4, N97 et N63 (respectivement 160, 159 et 42 collisions).

Des variations notables apparaissent également au sein d'une même route. C'est le cas sur la section transversale de la E42, située au nord de la province, où plusieurs collisions sont recensées à l'est de l'échangeur autoroutier, alors qu'aucun événement n'est recensé du côté ouest. Sur le reste du réseau routier, les collisions sont réparties de manière plus diffuse. Quelques noyaux très concentrés peuvent toutefois être observés, notamment sur la N948.

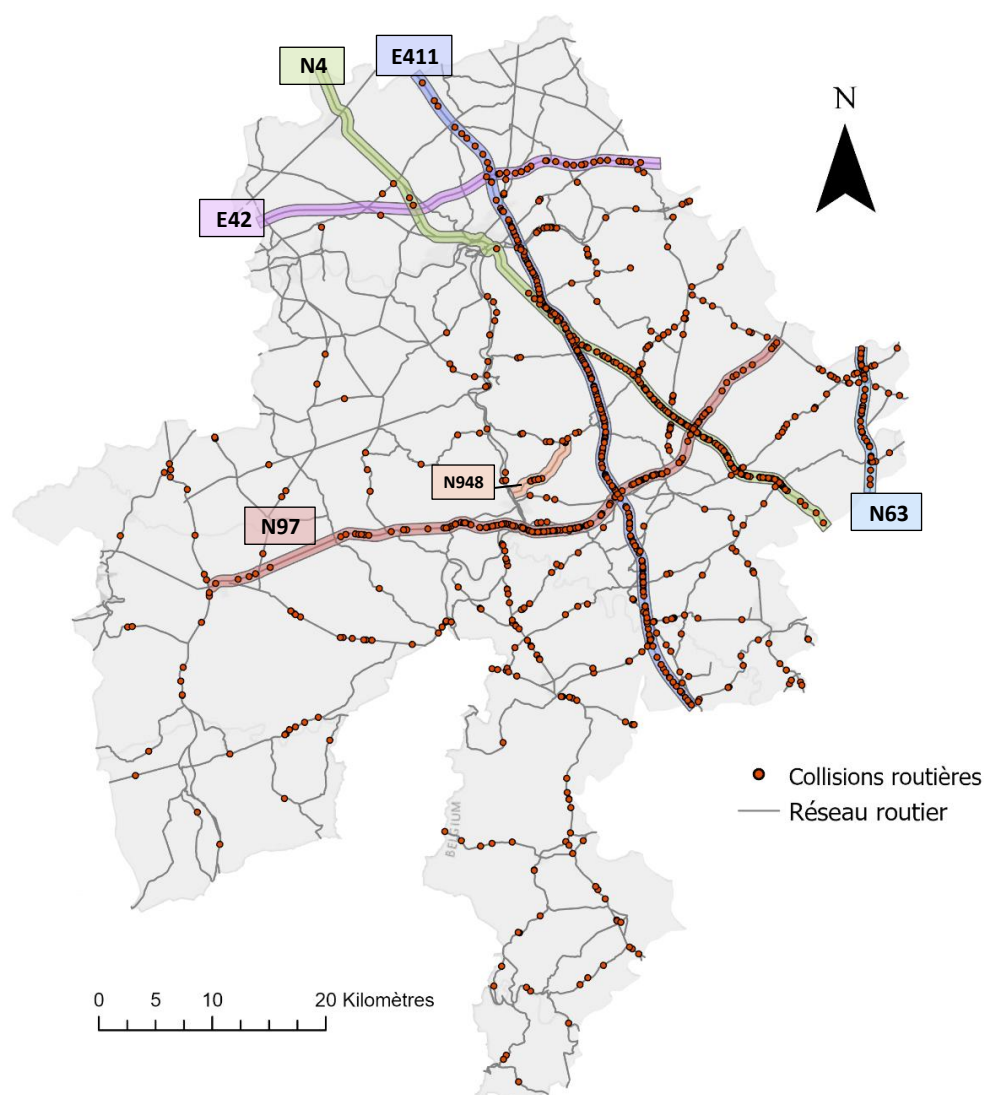


Figure 11. Répartition des collisions routières impliquant des blaireaux dans la province de Namur (2006-2016) et numéros des principaux axes routiers mentionnés dans les résultats.

4.1.2 Estimation de la densité par noyau

L'analyse de densité par noyau (*Kernel Density*) appliquée aux données permet de visualiser plus clairement la répartition spatiale des collisions routières. Un rayon de recherche de 500 m et une résolution spatiale de 10 m ont été appliqués (cf. Figure 12).

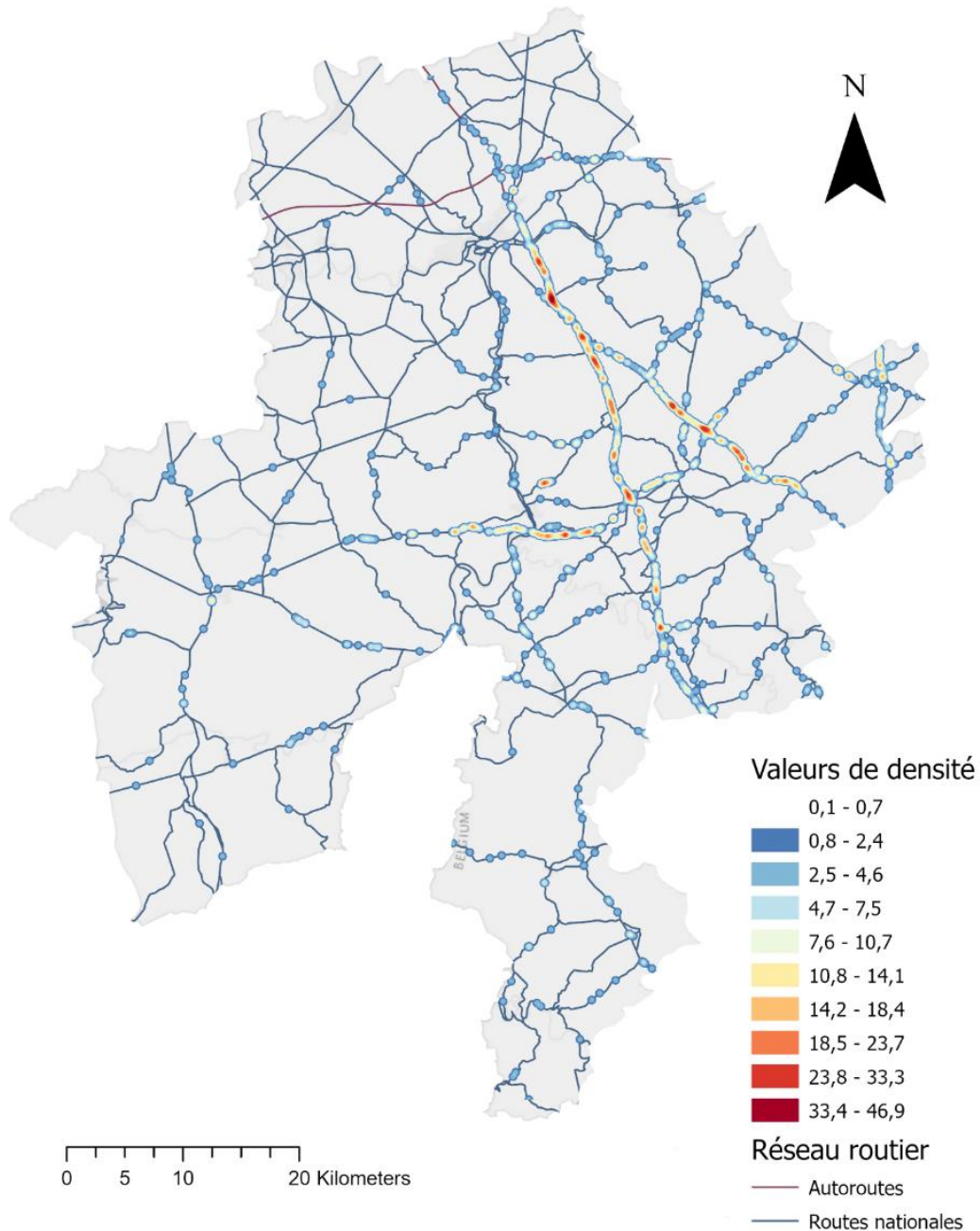


Figure 12. Répartition des valeurs de densité le long du réseau routier dans la province de Namur.

Les valeurs de densité sont réparties de 0,1 à 46,9 pour les densités les plus élevées. De manière générale, la densité de collisions présente une distribution hétérogène, avec quelques axes routiers où l'occurrence des événements est nettement plus élevée que dans le reste du réseau, comme cela avait déjà été relevé dans la distribution initiale des collisions. Cette analyse met en évidence plusieurs zones de forte concentration le long du réseau routier. Les valeurs particulièrement élevées sont observées le long de l'E411, de la N4 et de la N97, avec de

nombreux pics pouvant atteindre jusqu'à 46 collisions/km², répartis le long des tronçons représentés en jaune à rouge foncé. Des valeurs de densité de collisions particulièrement élevées apparaissent au niveau des trois échangeurs reliant l'E411, la N4 et la N97. Un point chaud très localisé, atteignant 23,7 collisions/km², apparaît également le long de la N948. La N63 présente quelques valeurs plus élevées, pouvant atteindre 17,8 collisions/km². Concernant le reste du réseau routier, la majorité des tronçons présente des densités de collisions plus faibles et réparties de manière diffuse, n'excédant pas 8 collisions/km².

4.1.3 Nombre de collisions par tronçon de 500 m

L'analyse statistique nécessite une quantification précise du nombre de collisions par tronçon. Le réseau routier a donc été divisé en tronçons de 500 m auxquels est attribué le nombre effectif de collisions (*cf. Figure 13*). Les résultats, comme pour les autres approches de visualisation, mettent en évidence les axes routiers E411, N4 et N97.

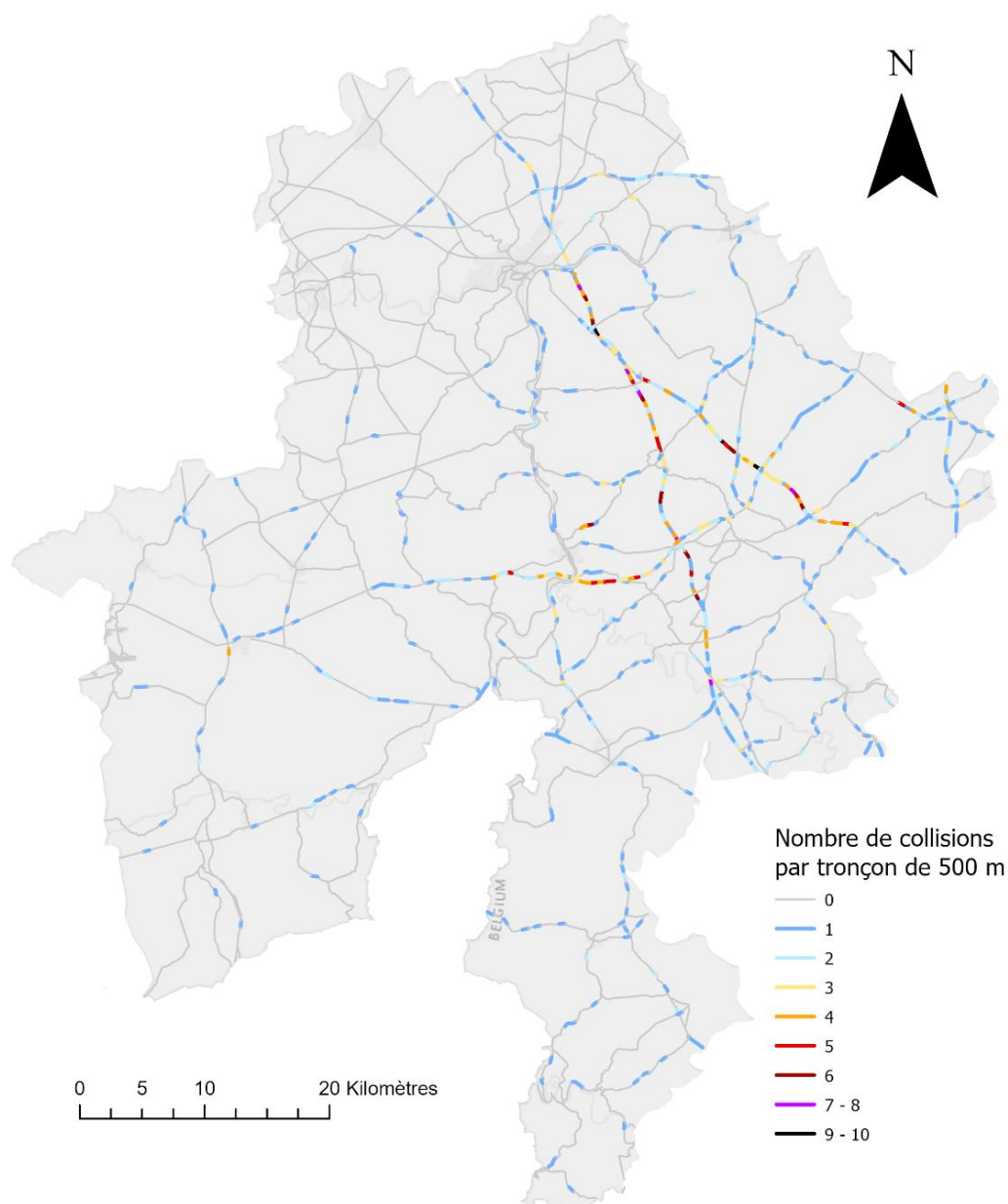


Figure 13. Répartition du nombre de collisions par tronçon de 500 m.

Le *Tableau 7* ci-dessous présente le nombre de tronçons associés à chaque catégorie de nombre de collisions, de 0 à 10. Il apparaît clairement que la majorité du réseau ne présente aucune collision (2 815 tronçons) ou seulement une collision (373 tronçons). En revanche, les valeurs de 8 à 10 collisions par tronçon de 500 m sont très rares, avec uniquement 2 tronçons pour chacune.

Tableau 7. Répartition du nombre de tronçons associés à chaque catégorie de nombre de collisions, de 0 à 10

Collisions	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre de tronçons	2815	373	118	57	37	15	10	4	2	2	2

4.2 Variables explicatives testées

4.2.1 Carte de l'habitat

La carte d'habitat favorable représente les zones considérées comme propices à la présence du blaireau selon les critères définis dans la littérature. L'ensemble de ces conditions aboutit à une cartographie d'habitats favorables fragmentés en de nombreuses petites unités, représentées en rose sur la *Figure 14*.

Cette forte fragmentation entraîne la présence d'un grand nombre de parcelles de très faible superficie. Dans le cadre de la modélisation de la connectivité, ces petites unités posent une contrainte méthodologique importante, puisque la surface minimale retenue pour définir un patch d'habitat est de 2 ha. L'application de ce seuil aurait entraîné l'exclusion d'une grande partie des parcelles initialement identifiées. Pour cette raison, cette première version de la carte a été jugée trop restrictive pour l'analyse de connectivité.

Une seconde carte a donc été produite en assouplissant les critères, en supprimant la contrainte liée au type de sol et en conservant uniquement les parcelles d'une superficie minimale de 2 ha, conformément à la littérature. Ces habitats sont représentés en vert foncé (*cf. Figure 14*).

Cette approche met en évidence un contraste marqué entre le sud de la province, où les habitats favorables sont plus vastes et continus, et le nord, où ils apparaissent plus petits et plus fragmentés. Cette version de la carte a été utilisée pour calculer la variable explicative « distance à l'habitat » (*cf. Annexe 1*), ainsi que pour la modélisation de la connectivité fondée sur l'habitat favorable. Enfin, la carte intègre également l'habitat strictement feuillu (en vert clair), utilisé pour une seconde modélisation de la connectivité. Il convient de souligner que les différentes couches d'habitat présentées ici se superposent.

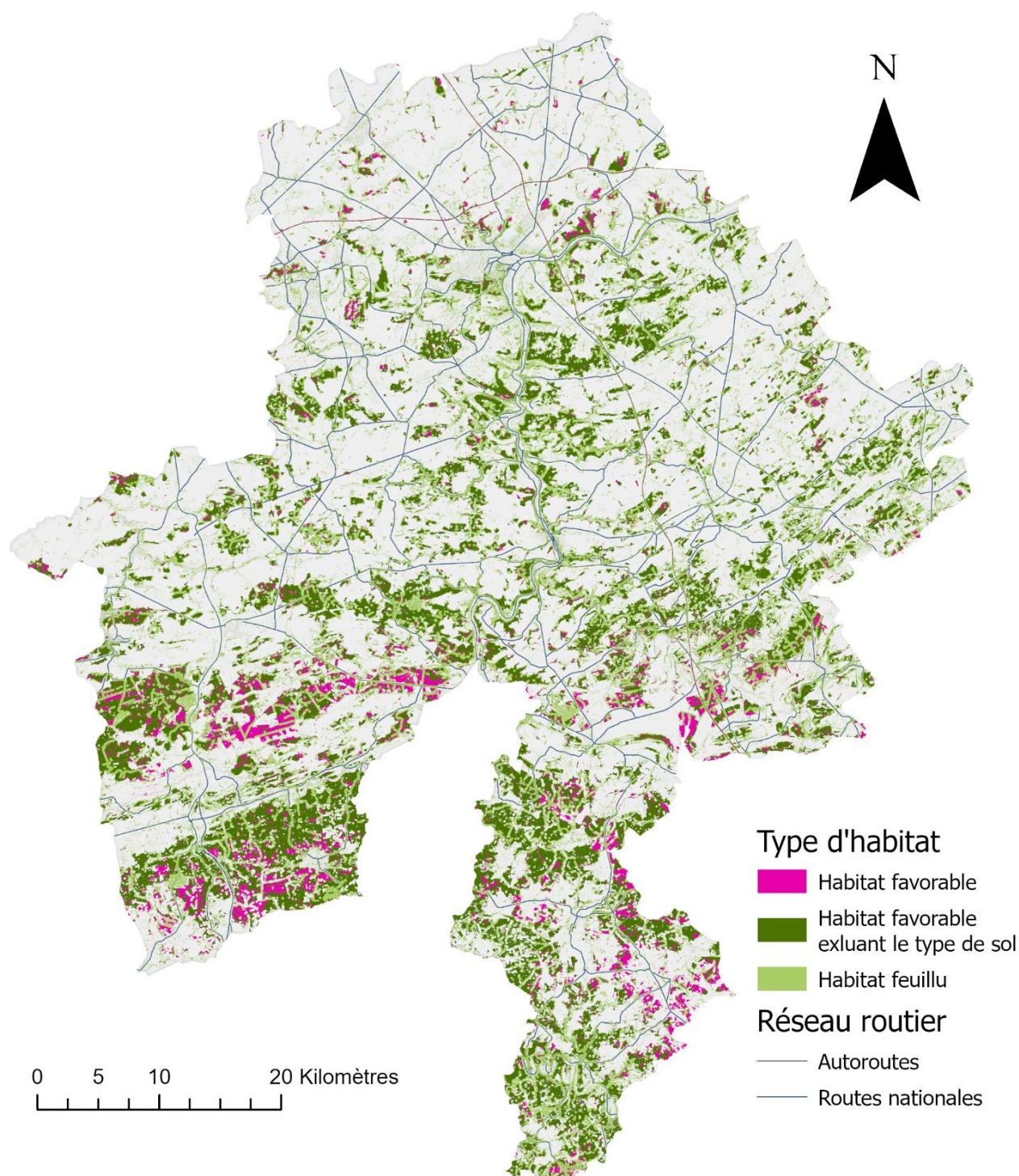


Figure 14. Représentation des différents types d'habitats (superposés) et réseau routier.

4.2.2 Modélisation de la connectivité

La connectivité du paysage a été modélisée à partir des chemins à moindre coût générés par le logiciel *Graphab*. La distance maximale de déplacement de 5 km, convertie en distance-coût, atteignait 1 246 unités de coût pour la modélisation basée sur les feuillus, tandis que celle associée à la carte d'habitat favorable était nettement plus faible, avec 603 unités de coût. La *Figure 15* montre les chemins à moindre coût modélisés dans le cas de l'habitat fondé sur les feuillus. La modélisation réalisée à partir de la carte d'habitat favorable au blaireau, plus restrictive, est présentée en *Annexe 2*.

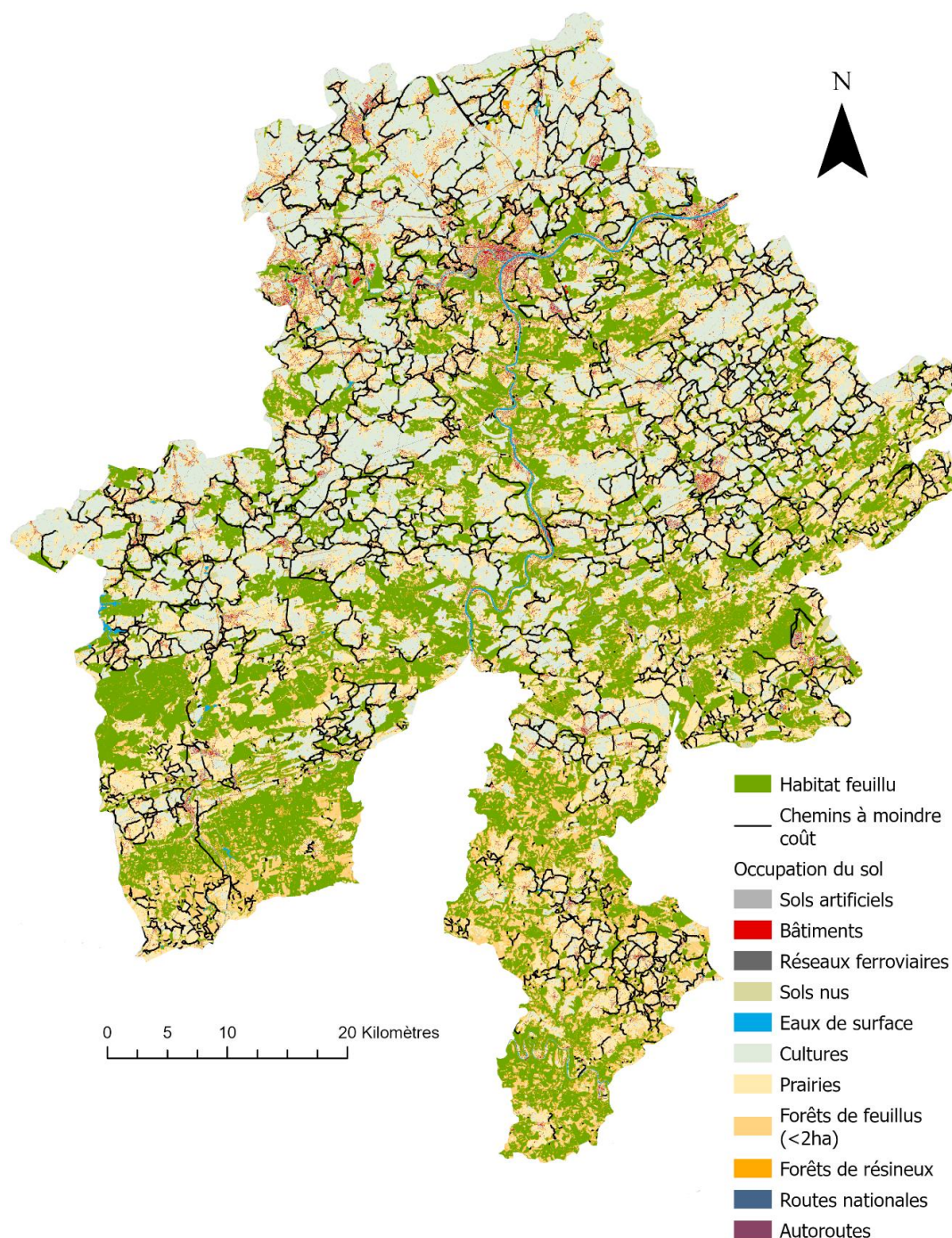


Figure 15. Représentation des chemins à moindre coût obtenus par la modélisation, dans le cas de l'habitat modélisé sur la base des forêts de feuillus.

Les chemins à moindre coût ont ensuite été croisés avec le réseau routier afin d'identifier les points d'intersection. Ils sont présentés à la *Figure 16*, superposés à la surface de densité des collisions représentée en transparence.

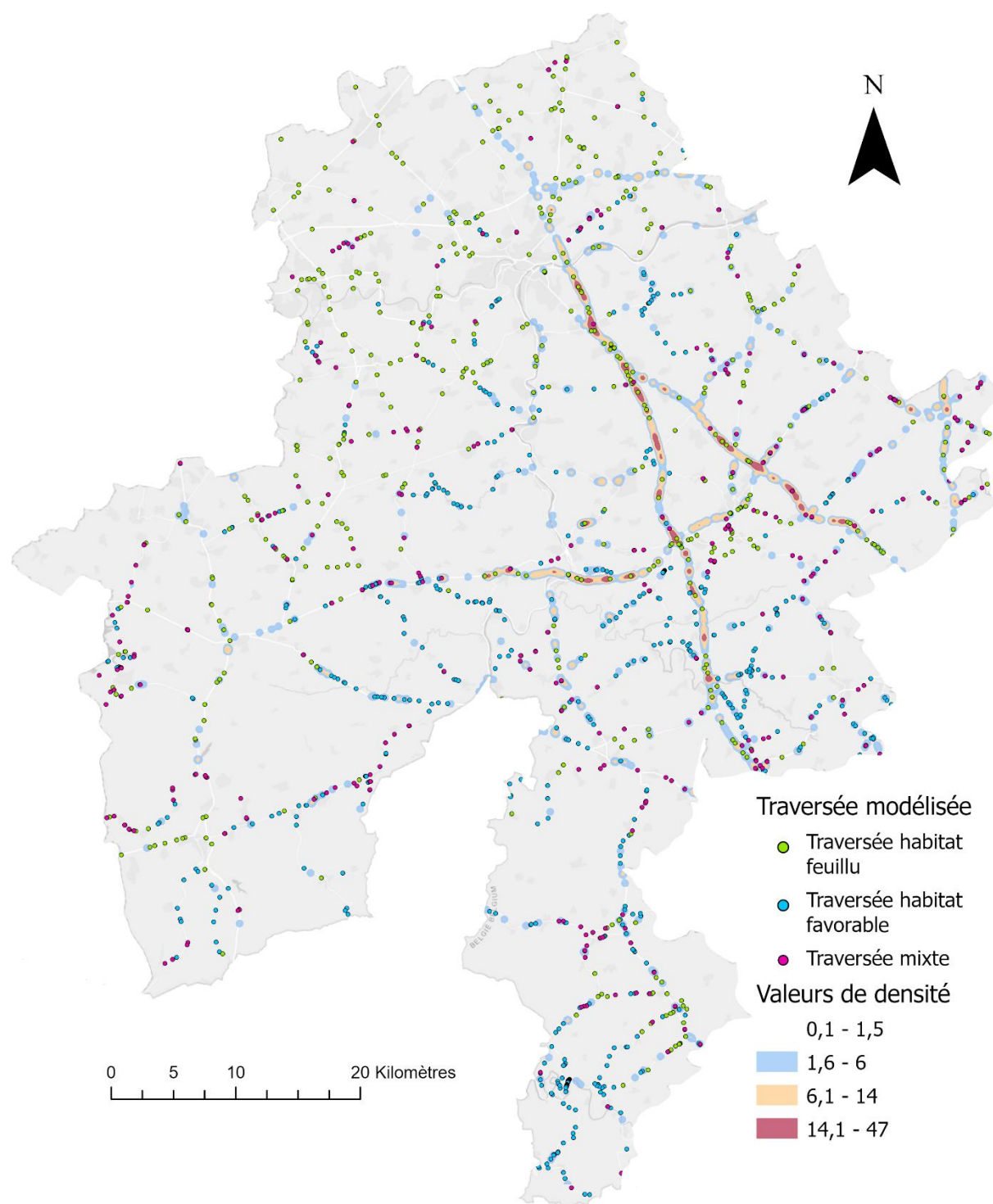


Figure 16. Répartition des traversées modélisées et représentation des valeurs de densité en transparence

Il est dénombré 2 773 points d'intersection (points de traversée), pour la modélisation fondée sur l'habitat feuillu, et 2 271 pour celle basée sur l'habitat favorable, dont 1 228 sont communs aux deux approches.

Les zones de passage issues de la modélisation feuillue (points verts) apparaissent dispersées sur l'ensemble du réseau routier. À l'inverse, les points de passage issus de la seconde approche (points bleus) se concentrent de manière plus ciblée sur les tronçons du réseau national plus isolés et sont peu représentés sur les grands axes principaux. En considérant le réseau dit structurant comme représentatif des axes principaux, 805 points de traversée y sont localisés pour la première modélisation, contre 314 pour la seconde.

Dans ce contexte, 820 points issus de l'approche feuillue se superposent à des zones présentant une densité de collisions supérieure à 1,5, contre 553 pour la seconde et 319 pour les points communs aux deux modélisations.

De manière générale, l'ensemble des points apparaît relativement dispersé sur le réseau routier, mettant en évidence des zones étendues à fort potentiel de traversée, contrairement aux zones de collisions, qui restent spatialement concentrées.

4.2.3 Caractéristiques du réseau routier

La *Figure 17* présente l'ensemble des caractéristiques structurelles du réseau routier utilisées dans les analyses statistiques : réseau structurant, réseau éclairé, vitesse maximale autorisée et types de barrières. Le choix de regrouper ces informations au sein d'une carte unique permet de visualiser conjointement les différents aménagements du réseau.

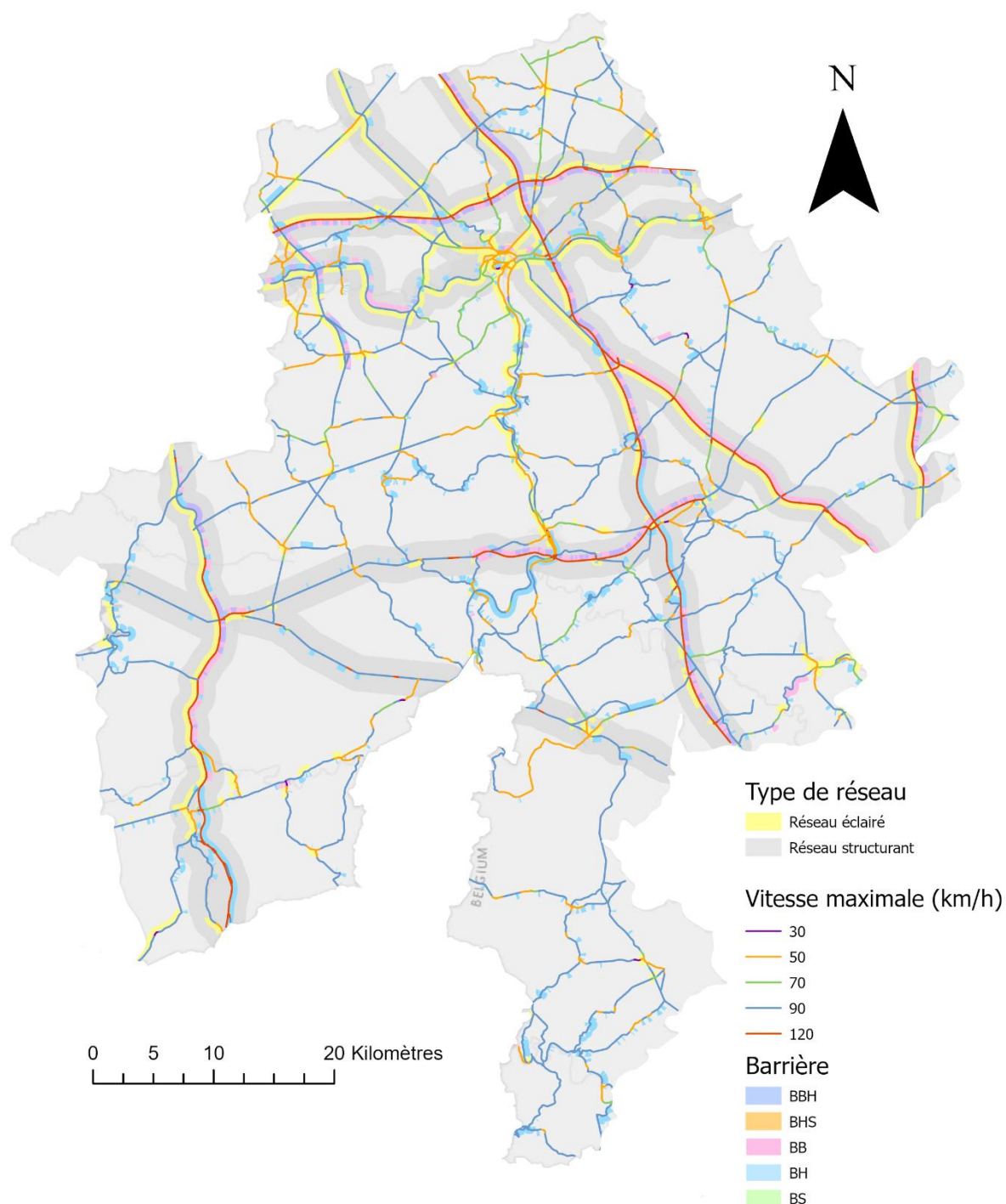


Figure 17. Caractéristiques structurelles du réseau routier : réseau structurant, réseau éclairé, vitesse maximale autorisée et types de barrières

Le réseau structurant est identifiable par une zone tampon gris foncé entourant les segments concernés. Ces infrastructures correspondent aux axes principaux et dessinent une armature routière dense au centre de la province, plus relâchée vers le sud. Le réseau éclairé se superpose en grande partie à ces mêmes tronçons principaux, témoignant d'un éclairage prioritairement installé sur les sites à plus forte fréquentation et vitesse.

La cartographie des vitesses maximales met en évidence une hiérarchie marquée du réseau, les vitesses de 120 km/h se concentrent exclusivement sur les autoroutes, celles de 90 km/h sur plusieurs sections de nationales, tandis que les vitesses de 70 km/h et 50 km/h correspondent respectivement aux abords routiers secondaires et aux zones urbanisées. Une carte superposant la densité de collisions et la vitesse maximale autorisée a également été réalisée afin de mettre en évidence les tendances observables (*cf. Figure 18*). Elle montre une forte concentration des collisions le long des tronçons où la vitesse maximale autorisée est de 120 km/h.

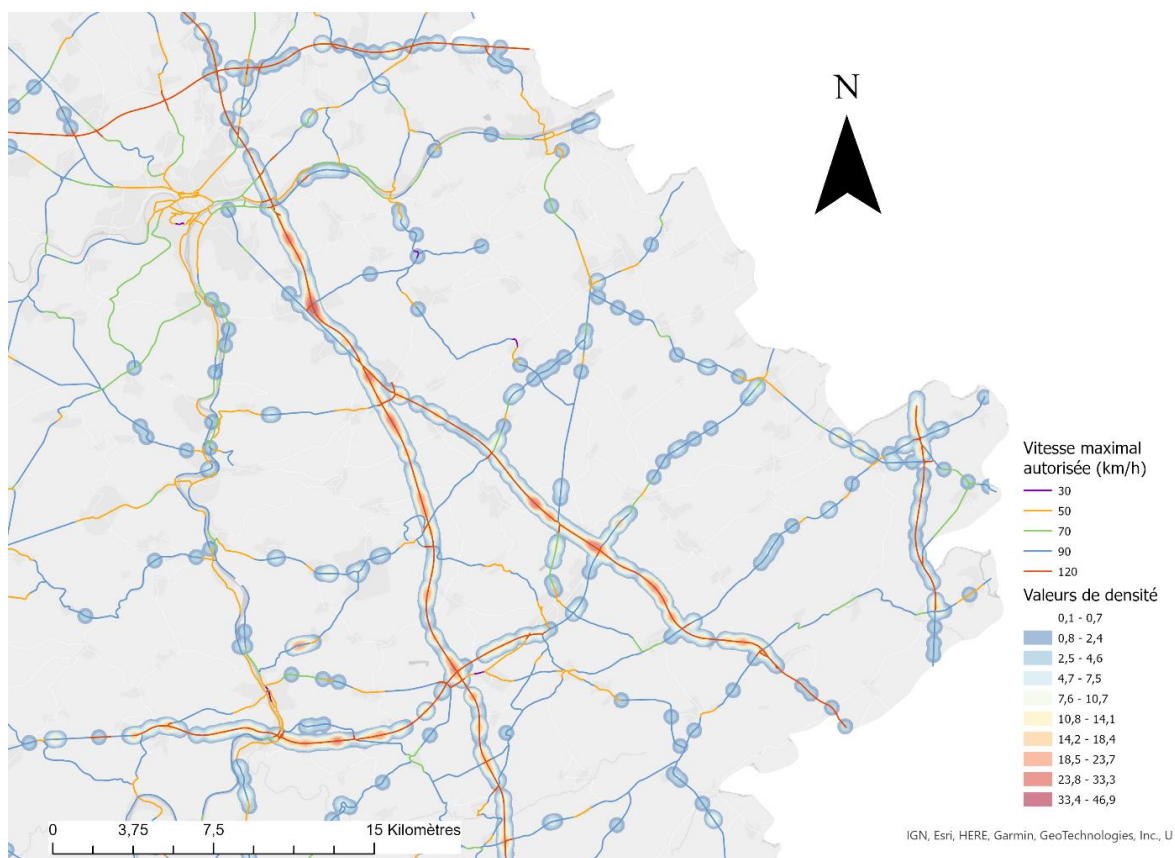


Figure 18. Représentation des vitesses maximales autorisées (km/h) superposée aux valeurs de densité de collision routière.

La répartition des barrières physiques reflète également une forte structuration. Les bernes centrales en béton (BB) et leurs variantes combinées avec les barrières hautes (BBH) sont principalement situées sur les autoroutes, où elles constituent des mesures de sécurité courantes pour séparer les voies. Les barrières hautes seules (BH) et les barrières à ras de sol (BS) apparaissent de manière plus dispersée, souvent sur les nationales ou à proximité d'échangeurs. Le type BHS, plus rare, ne se rencontre que ponctuellement. Les différents types de barrières ont été superposés aux valeurs de densité de collisions, révélant ainsi leur forte présence sur les axes principaux, zones où les collisions sont les plus fréquentes (*cf. Figure 19*).

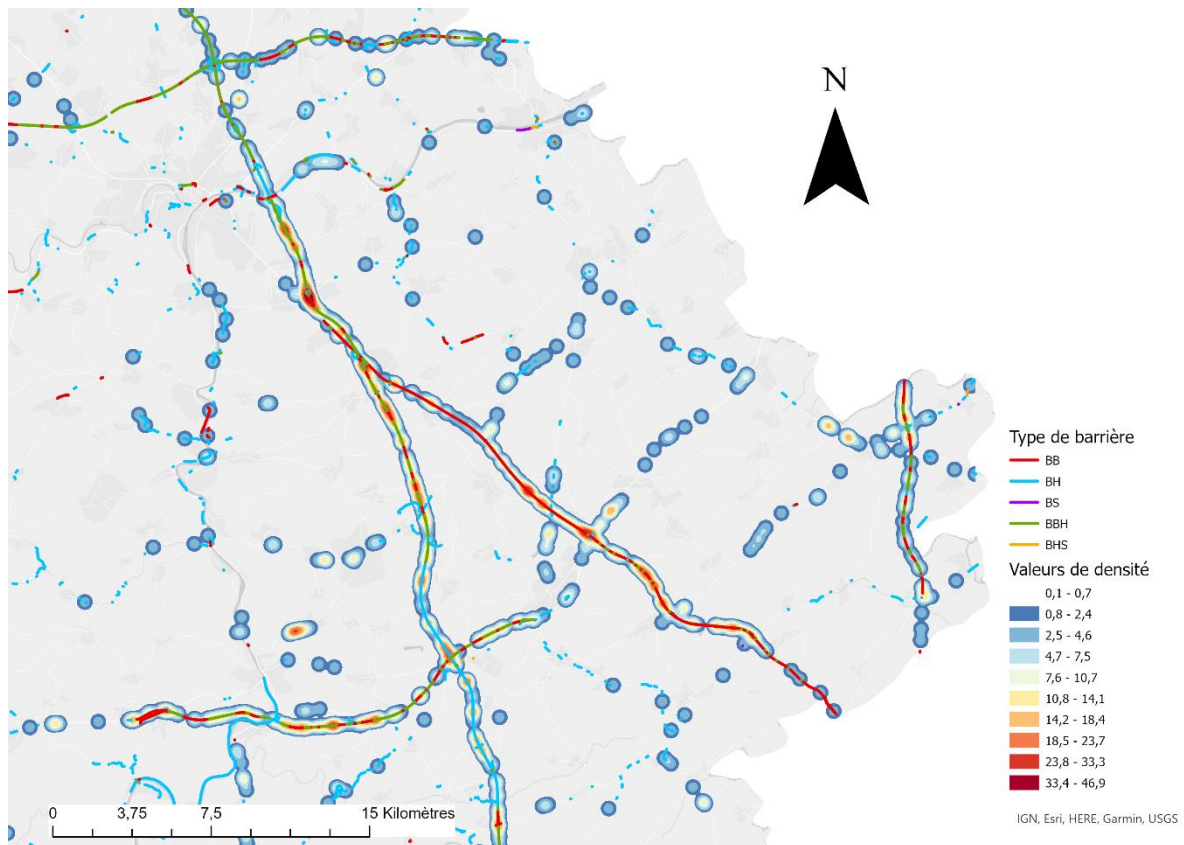


Figure 19. Représentation des types de barrières superposée aux valeurs de densité de collisions routières.

4.3 Analyse statistique

4.3.1 Distribution non aléatoire des collisions routières

L'analyse de la distribution des collisions routières indique une forte agrégation spatiale des événements. L'indice de dispersion obtenu est de 2,61, une valeur largement supérieure à 1, ce qui met en évidence une répartition non aléatoire et agrégée des collisions le long du réseau routier. Ce résultat est confirmé par le test de dispersion DHARMA, dont la p-valeur est inférieure à $2,2 \times 10^{-16}$, très inférieure au seuil de significativité généralement retenu de 0,05, indiquant une déviation hautement significative par rapport à une distribution de Poisson attendue en cas de répartition aléatoire.

4.3.2 Modèle linéaire généralisé (GLM) binomial négatif

L'analyse statistique des variables explicatives a été menée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM) binomial négatif, afin d'évaluer l'effet de chaque variable sur le nombre de collisions routières.

Dans ce modèle, la vitesse maximale autorisée et la distance à l'habitat favorable ont été intégrées comme variables continues, leurs effets étant interprétés respectivement pour une augmentation de 10 km/h et de 100 mètres. Les autres variables explicatives ont été considérées comme catégorielles. La majorité correspond à des facteurs binaires indiquant la présence ou l'absence d'une caractéristique routière (éclairage, réseau structurant, connectivité), tandis que la variable barrière est un facteur à plusieurs niveaux représentant les différents types de barrières présentes le long des routes.

Ce modèle a permis d'estimer les coefficients β , qui quantifient l'effet directionnel et l'intensité de chaque variable explicative sur le logarithme du nombre attendu de collisions par tronçon. Pour en faciliter l'interprétation, ces coefficients ont été transformés en IRR (Incidence Rate Ratios) par exponentiation, conformément au lien logarithmique du modèle binomial négatif (*cf. Tableau 8*). L'IRR représente le facteur multiplicatif par lequel le taux attendu de collisions varie, que ce soit lors d'une augmentation d'une unité pour les variables continues (vitesse maximale et distance à l'habitat), lors du passage de l'absence à la présence pour les variables binaires, ou encore par comparaison à la catégorie de référence dans le cas des variables à plusieurs modalités (référence « NO » pour les barrières).

L'intervalle de confiance à 95 % des IRR, ainsi que la p-valeur associé à chaque coefficient, sont également présentés dans le *Tableau 8* afin de permettre une lecture claire de la significativité statistique des effets observés. Les autres paramètres dérivés du modèle, tels que la valeur z et l'erreur standard des coefficients, sont fournis en *Annexe 3*.

Tableau 8. Estimation de l'influence des variables explicatives sur le nombre de collisions routières (GLM Binomial Négatif).

Variables explicatives	Coeff. β	IRR ^a	IC 95% ^b	p-valeur	Sig. ^c
(Intercept)	-4.997	0.007	[0.004 – 0.012]	< 2e-16	***
Vitesse maximale (10 km/h) ^e	0.379	1.461	[1.370 – 1.558]	< 2e-16	***
Berme centrale en béton (BB)	0.692	1.998	[1.474 – 2.708]	8.2e-06	***
Barrière haute (BH)	0.115	1.122	[0.874 – 1.441]	0.367	ns
Barrière à ras du sol (BS)	0.458	1.581	[0.166 – 15.045]	0.690	ns
Barrière BBH ^f	0.580	1.786	[1.271 – 2.510]	0.00083	***
Barrière BHS ^g	NC ^d	NC	[0 – Inf]	0.999	ns
Réseau structurant (1)	0.628	1.874	[1.468 – 2.393]	4.8e-07	***
Réseau éclairé (1)	-0.292	0.747	[0.596 – 0.935]	0.011	*
Connectivité feuillus (1)	0.271	1.311	[1.087 – 1.581]	0.0046	**
Connectivité habitat (1)	0.114	1.121	[0.910 – 1.380]	0.282	ns
Distance à l'habitat (100m) ^h	-0.045	0.956	[0.936 – 0.978]	6.9e-05	***

Notes : a. Rapport de Taux d'Incidence (Incidence Rate Ratio), calculé comme $\exp(\beta)$. b. Intervalle de Confiance à 95 % associé à l'IRR. c. Niveau de significativité statistique (* p < 0,05 ; ** p < 0,01 ; *** p < 0,001 ; ns = non significatif). d. NC = non calculable. e. Effet exprimé pour une augmentation de 10 km/h. f. BBH = Berme centrale en béton & Barrière haute. g. BHS = Barrière haute & Barrière à ras du sol. h. Effet exprimé pour un pas de 100 m.

La vitesse maximale autorisée apparaît comme l'un des facteurs explicatifs majeurs du modèle, avec une significativité élevée (p < 0,001). Le coefficient positif indique une relation croissante entre la vitesse et le nombre de collisions, pour chaque augmentation de 10 km/h, le taux attendu de collisions est multiplié par 1,46 (IRR = 1,461), soit une hausse de 46 %.

Concernant les barrières physiques, les effets varient selon le type de dispositif, exprimés par rapport à la catégorie de référence « absence de barrière » (NO). Les bermes centrales en béton (BB) présentent un impact marqué, doublant presque le risque de collision (IRR = 1,998,

$p < 0,001$). La combinaison des bermes centrales et des barrières hautes (BBH) quant à elle, augmente ce risque d'environ 79 % (IRR = 1,786, $p < 0,001$).

À l'inverse, les barrières hautes (BH) et les barrières au ras du sol (BS) ne montrent pas d'effet significatif ($p > 0,05$). Le type BHS n'a pas pu être interprété de manière fiable en raison d'un nombre de données insuffisant.

La présence d'un réseau structurant constitue également un facteur explicatif fortement significatif ($p < 0,001$). Les tronçons appartenant à ce réseau présentent un taux de collisions environ 87 % plus élevé que ceux du réseau secondaire (IRR = 1,874). À l'inverse, l'éclairage routier est associé à une diminution d'environ 25 % du risque de collision (IRR = 0,747), avec une significativité acceptable ($p = 0,011$).

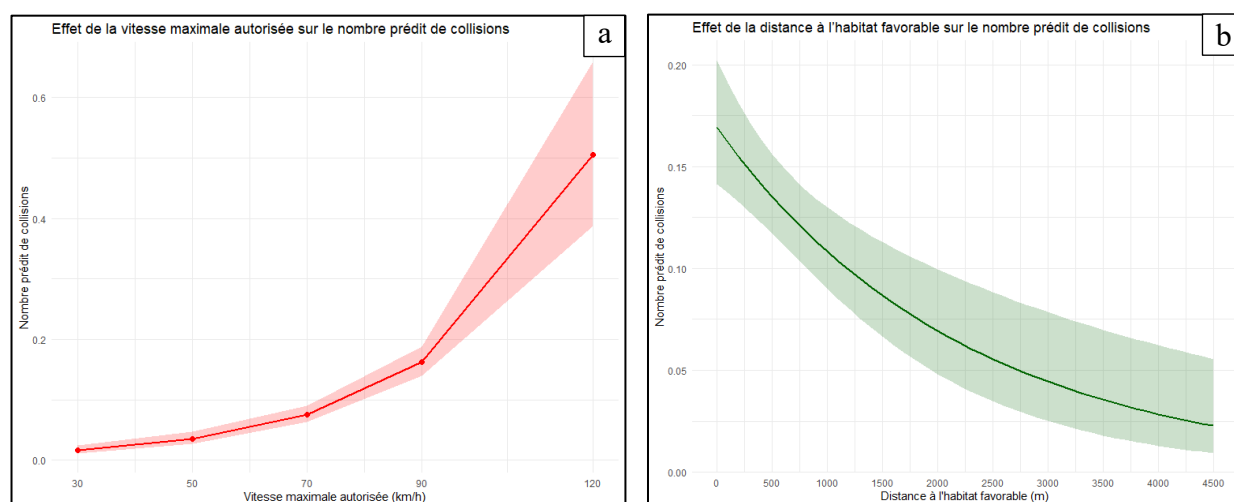
La connectivité modélisée à partir des habitats feuillus, représentant la présence d'un chemin de traversée potentiel pour la faune, est associée à une augmentation significative du taux de collisions d'environ 31 % (IRR = 1,311 ; $p = 0,0046$). En revanche, la connectivité issue du modèle basé sur l'habitat favorable plus large ne présente pas d'effet significatif ($p = 0,282$).

Enfin, la distance à l'habitat favorable montre un effet significatif ($p < 0,001$) et négatif pour lequel chaque augmentation de 100 m entre le tronçon et l'habitat entraîne une diminution d'environ 4,4 % du taux de collisions (IRR = 0,956). Bien que modeste à petite échelle, cet effet devient notable sur de plus longues distances, par exemple, un éloignement supplémentaire de 1 km correspondrait théoriquement à une réduction d'environ 36 % du nombre attendu de collisions.

4.3.3 Représentation graphique des résultats

Afin d'améliorer la lisibilité des résultats, l'effet des différentes variables explicatives significatives sur le nombre de collisions a été représenté graphiquement.

Variables continues



Cette représentation illustre l'évolution du nombre de collisions prédites en fonction de la vitesse maximale autorisée (km/h). La zone ombrée correspond à l'intervalle de confiance

à 95 % (cf. Figure 20a). La relation mise en évidence est positive et non linéaire, traduisant une augmentation progressive du nombre attendu de collisions avec l'augmentation de la vitesse. Cette augmentation devient particulièrement marquée entre 90 km/h et 120 km/h. Ainsi, selon le modèle, un passage théorique de 90 à 120 km/h correspondrait à un taux attendu de collisions multiplié par environ 3,12, soit une augmentation relative d'environ 212 %. Cette tendance est clairement illustrée par la représentation graphique.

La Figure 20b représente l'évolution du nombre de collisions prédites en fonction de la distance à l'habitat favorable du blaireau européen. La relation observée montre une diminution quasi monotone du nombre attendu de collisions jusqu'à environ 1 000 m, suivie d'un ralentissement progressif de cet effet aux plus grandes distances.

Variable catégorielle (barrière)

La Figure 21 ci-dessous, présente une comparaison de l'effet des différents types de dispositifs de retenue sur le nombre de collisions prédites. Les barres correspondant aux tronçons sans barrière et à ceux équipés de barrières hautes présentent des valeurs très proches, suggérant un effet comparable de ces deux configurations sur le nombre attendu de collisions. À l'inverse, les tronçons équipés de bermes centrales en béton, seules ou combinées à des barrières hautes, présentent des valeurs prédites nettement plus élevées. Cette différence traduit une augmentation du nombre attendu de collisions lorsque ce type de dispositif est présent, avec un effet particulièrement marqué pour les bermes centrales en béton.

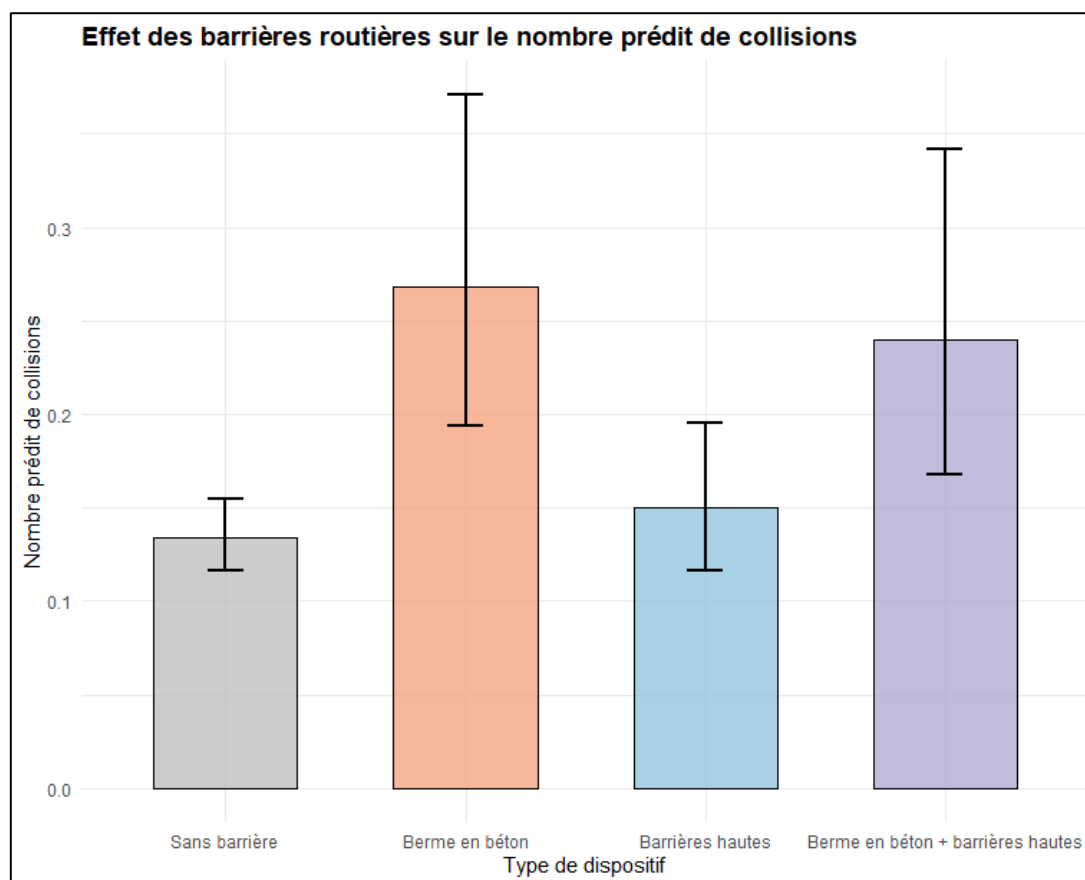


Figure 21. Effet des différents types de dispositifs de retenue routiers sur le nombre prédit de collisions

Variables binaires

Les variables binaires (absence / présence) sont représentées dans la *Figure 22*.

La connectivité fondée sur l'habitat feuillu présente un nombre de collisions prédites plus élevé en présence de passages de connectivité qu'en leur absence, indiquant une augmentation du nombre attendu de collisions sur ces tronçons. L'éclairage est associé à une légère diminution du nombre de collisions prédites lorsque les tronçons sont éclairés, par rapport aux tronçons non éclairés. Enfin, le réseau routier structurant présente l'effet le plus marqué parmi les variables binaires considérées, avec un nombre de collisions prédites nettement plus élevé lorsque le tronçon appartient au réseau structurant, correspondant à une augmentation proche du double par rapport aux tronçons non structurants.

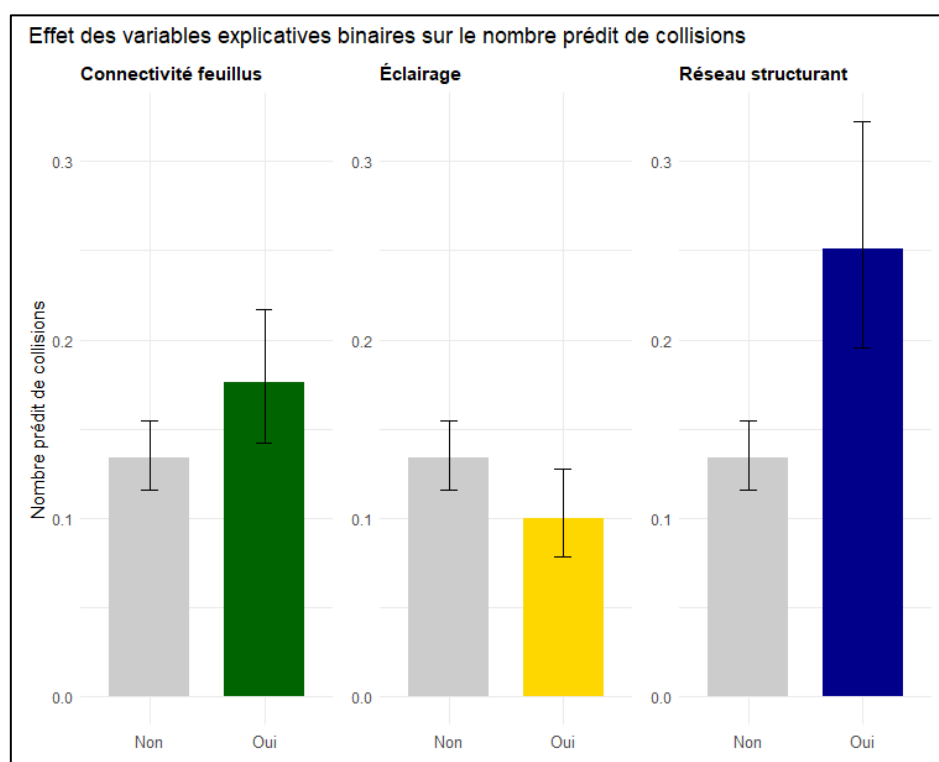


Figure 22. Effet de variables explicatives binaires (connectivité, éclairage et réseau routier structurant) sur le nombre prédit de collisions routières.

4.3.4 Analyse de variance par test du rapport de vraisemblance (LRT)

L'analyse a été complétée par un test du rapport de vraisemblance (Likelihood Ratio Test, LRT) appliqué au modèle binomial négatif complet. Cette approche évalue l'importance de chaque variable en comparant le modèle complet à un modèle réduit dans lequel la variable testée est supprimée. Dans le cas des variables catégorielles comportant plusieurs modalités, comme les types de barrières, l'évaluation porte sur l'effet global de la variable et non sur chacun de ses niveaux pris individuellement.

Le LRT mesure ainsi la différence de déviance (χ^2) entre le modèle contenant la variable et celui qui en est dépourvu. Une déviance élevée associée à une p-value significative indique que la variable contribue de manière importante au pouvoir explicatif du modèle et qu'elle doit être conservée. À l'inverse, une déviance faible accompagnée d'une p-value non significative

suggère que la variable n'apporte pas d'information explicative supplémentaire au-delà des autres prédicteurs.

Le tableau des résultats présente également les degrés de liberté (Df) associés à chaque test, correspondant au nombre de paramètres supprimés du modèle lorsque la variable testée est retirée. Plus le degré de liberté est élevé, plus la valeur de déviance nécessaire pour atteindre un seuil de significativité donné est importante.

Les résultats associés à chaque variable explicative sont présentés dans le *Tableau 9*.

Tableau 9. Contribution de chaque variable explicative au modèle selon le test du rapport de vraisemblance (LRT).

Variables explicatives	Df ^a	Déviance χ^2	p-valeur	Sig. ^b
Vitesse maximale	1	155.36	< 0.001	***
Barrière	5	23.20	< 0.001	***
Réseau structurant	1	22.98	< 0.001	***
Réseau éclairé	1	6.84	0.00893	**
Connectivité feuillus	1	7.94	0.00485	**
Connectivité habitat	1	1.12	0.28957	ns
Proximité à l'habitat	1	16.24	< 0.001	***

Notes : a. Degrés de liberté b. Niveau de significativité (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns = non significatif).

Dans ces résultats, la valeur de déviance obtenue pour la vitesse est de loin la plus élevée, avec un χ^2 de 155,36 et une significativité très fortes ($p < 0,001$), indiquant qu'elle améliore fortement le modèle lorsqu'elle est incluse.

Elle est suivie par la variable « Barrière », dont le degré de liberté est le seul supérieur à un, ce qui implique qu'une déviance plus élevée est nécessaire pour atteindre la significativité, le test étant donc plus exigeant pour une variable à plusieurs classes. Les valeurs de déviance associées aux barrières et au réseau structurant sont relativement proches, avec respectivement 23,20 et 22,98, toutes deux accompagnées d'une significativité élevée.

La proximité à l'habitat contribue également de manière notable à l'analyse, avec une déviance de 16,24 et une significativité élevée ($p < 0,001$).

Enfin, le réseau éclairé ainsi que la connectivité fondée sur les habitats feuillus présentent une influence plus modérée ($\chi^2 = 6,84$ et $\chi^2 = 7,94$), mais restent significatifs. À l'inverse, la connectivité basée sur l'habitat favorable n'est pas significative, ce qui indique qu'elle n'apporte pas d'information explicative supplémentaire au modèle.

5 Discussion

5.1 Analyse générale de la répartition des collisions

La représentation des données de collisions routières brutes impliquant le blaireau met en évidence une forte concentration des collisions sur une minorité d'axes. Lorsque l'on considère la répartition par type de voie, les résultats montrent qu'environ 30 % des collisions sont localisées sur les autoroutes, tandis que les 70 % restantes concernent les routes nationales.

À titre de comparaison, en Wallonie, Morelle et al. (2013) rapportent, pour une analyse plus globale portant sur 14 espèces, une distribution des collisions de 12 % sur les autoroutes contre 88 % sur les routes nationales (valeurs obtenues en omettant les routes régionales ou locales). Cette mise en perspective souligne une proportion relativement plus élevée de collisions sur autoroutes dans le cas du blaireau. Cette différence est probablement liée aux différences d'espèces étudiées, les deux principales espèces considérées dans l'étude de Morelle et al. sont le sanglier et le chevreuil. Ces espèces présentent vraisemblablement des comportements différents vis-à-vis des routes, notamment une plus grande prudence ou une meilleure perception du danger à proximité des grands axes autoroutiers. La répartition spatiale des populations pourrait également contribuer à expliquer ces différences, ces espèces étant davantage associées à de vastes massifs forestiers plus isolés, généralement éloignés des grands axes routiers.

À une échelle plus fine, cette répartition révèle une concentration marquée sur l'autoroute E411 ainsi que sur les routes nationales N4 et N97. Cette agglomération des collisions soulève inévitablement la question des causes sous-jacentes. Dès lors, la suite de cette discussion vise à interpréter l'influence des critères écologiques et des caractéristiques structurelles du réseau routier, afin de mieux comprendre les mécanismes expliquant la distribution observée.

5.2 Variables explicatives écologiques

5.2.1 Analyse de connectivité

Disparité des résultats entre les deux modélisations de la connectivité

Les résultats ont mis en évidence une différence notable dans la capacité prédictive des deux modélisations de la connectivité utilisées pour estimer l'occurrence des collisions. La connectivité basée sur l'habitat feuillu montre une augmentation de 31 %, tandis que la seconde modélisation, établie à partir de l'habitat favorable, n'affiche aucun effet significatif.

Cette différence pourrait laisser penser que l'estimation de l'habitat favorable est incorrecte. Toutefois, ce résultat semble en réalité attribué à un seuil de coût maximal cumulé trop restrictif. En effet, la limite de 603 unités de coût maximal, appliquée à la seconde modélisation, a conduit à un nombre insuffisant de chemins de moindre coût traversant les grands axes routiers. Le nombre de points de traversée obtenus sur le réseau structurant (805 contre 314 pour la seconde modélisation) étaye ce constat.

Une autre explication envisageable réside dans le fait que les forêts de feuillus constituent une estimation particulièrement pertinente de l'habitat du blaireau. Cette hypothèse est soutenue par les résultats de Raymond et al. (2026), qui identifient les forêts de feuillus comme le principal

facteur prédictif de la distribution de l'espèce. Ces éléments suggèrent que l'utilisation des habitats feuillus comme base de modélisation reflète de manière adéquate les zones de présence du blaireau.

Distribution spatiale des points de connectivité

L'analyse des points de connectivité identifie de nombreuses zones potentielles de traversée réparties sur l'ensemble du réseau routier. Il peut donc être supposé que des traversées de blaireaux ont effectivement lieu sur tous ces points. Cela suggère qu'il existe des tronçons où les animaux traversent sans être percutés, tandis que d'autres enregistrent des collisions mortelles. Cette situation diffère donc clairement d'un scénario où l'absence de collisions serait simplement liée à une absence de traversées sur une grande partie du réseau. Une information utile pour la suite de l'analyse.

Influence de la connectivité sur l'occurrence des collisions routières

La connectivité considérée seule présente un pouvoir explicatif limité quant à la localisation des collisions impliquant le blaireau. À titre d'exemple, la comparaison du nombre moyen de collisions par tronçon basée uniquement sur la présence ou l'absence de connectivité fondée sur l'habitat feuillu montre une légère différence, avec une moyenne de 0,47 collision lorsque la connectivité est présente contre 0,30 en son absence. Cette tendance suggère un effet potentiel, mais elle demeure insuffisante et ne tient pas compte de la variabilité structurelle du réseau.

Au contraire, l'analyse GLM binomiale négative permet de fixer les autres variables afin d'isoler l'effet propre de la connectivité. Dans le cas de la modélisation fondée sur les habitats feuillus, la présence d'un chemin de traversée potentiel est associée à une augmentation de 31 % du taux de collisions. Autrement dit, les zones identifiées comme corridors de traversée, caractérisées par une connectivité paysagère élevée pour le blaireau, présentent une plus forte probabilité de collisions.

Cette observation rejoint les conclusions de Girardet et al. (2015) ainsi que de Godet et al. (2023), qui rapportent également que les zones présentant une connectivité élevée sont caractérisées par un nombre plus important de collisions. Ces résultats contrastent toutefois avec ceux de Dawson et al. (2025), qui mettent en évidence une relation négative entre la connectivité et les collisions, indiquant une présence moindre de points chauds de collisions routières dans les zones de forte connectivité.

Pour expliquer cette divergence, il convient d'examiner les méthodologies employées par les différentes études. Girardet et al. (2015) ainsi que Godet et al. (2023) utilisent le logiciel *Graphab* pour réaliser leur modélisation de la connectivité, tout comme cela est fait dans ce mémoire. À l'inverse, Dawson et al., (2025) utilisent ArcGIS ainsi que le logiciel *Circuitscape* pour estimer la connectivité. Il est dès lors plausible que la disparité des résultats découle de ces choix méthodologiques distincts.

5.2.2 Proximité à l'habitat

Contrairement à la connectivité paysagère, moins souvent prise en compte, la proximité aux zones d'habitat constitue une variable traditionnelle majeure pour expliquer la distribution

spatiale des collisions avec la faune (Raymond et al., 2026). Dans cette analyse, la distance à l'habitat du blaireau a été estimée à partir de la carte des habitats favorables, utilisée comme approximation de la distribution potentielle de l'espèce.

L'analyse statistique met en évidence une diminution du nombre attendu de collisions de 36 % pour chaque kilomètre supplémentaire séparant le réseau routier des habitats favorables. Cela suggère que, plus la distance entre la route et les zones susceptibles d'abriter des blaireaux augmente, plus le risque que l'animal s'aventure sur la chaussée diminue. Les résultats obtenus sont cohérents avec les tendances décrites dans la littérature, qui rapportent une augmentation des collisions à proximité des habitats optimaux (Kent et al., 2021 ; Martins et al., 2024).

5.3 Variables explicatives structurelles

5.3.1 Vitesse

La variable explicative majeure mise en évidence par l'analyse statistique est la vitesse maximale autorisée. En effet, le test du rapport de vraisemblance, qui évalue l'importance relative de chaque variable dans le pouvoir explicatif global du modèle, montre que la vitesse présente de loin la valeur de déviance la plus élevée ($\chi^2 = 155,4$). Cette valeur est nettement supérieure à celles des autres variables explicatives, la variable « barrière » arrivant en second position avec une déviance de 23,20.

Les résultats indiquent une augmentation de 46 % du nombre de collisions attendu pour chaque augmentation de 10 km/h de la limite de vitesse. Ces observations apparaissent cohérentes, dans la mesure où, à faible vitesse, un automobiliste dispose d'un laps de temps plus long pour percevoir au loin un blaireau traversant la chaussée et initier un freinage efficace. À l'inverse, plus la vitesse est élevée, plus la probabilité d'éviter une collision est réduite. S'ajoute également le fait qu'un freinage brusque à grande vitesse constitue un risque important pour la sécurité routière, ce qui limite encore les possibilités de réaction.

Les résultats mettent également en évidence une augmentation particulièrement marquée du nombre de collisions entre 90 et 120 km/h. Cette rupture suggère l'existence d'un seuil critique associé à la limite maximale autorisée supérieure à 90 km/h (soit 120 km/h). Ce constat est en concordance avec les observations de Lao et al. (2011), qui indiquent que « la probabilité d'une réaction inefficace du conducteur augmente avec la limite de vitesse et s'accroît fortement lorsque celle-ci dépasse 50 mph », soit environ 80 km/h. Cette relation permet d'expliquer plus finement la répartition spatiale observée, les collisions routières étant effectivement fortement concentrées sur les axes où la vitesse maximale autorisée est de 120 km/h (cf. *Figure 18*).

5.3.2 Réseau structurant

Le trafic routier est décrit dans la littérature comme l'un des principaux facteurs de mortalité chez de nombreuses espèces sauvages (Denneboom et al., 2024). Toutefois, les données précises relatives au trafic n'ont pas pu être obtenues dans le cadre de cette étude en raison de restrictions d'accès. En l'absence de telles informations, le réseau structurant défini par le Service Public de Wallonie (SPW) peut être considéré comme un indicateur indirect du trafic. En effet, il apparaît raisonnable de supposer que ces axes, classés comme structurants en raison

de leur importance fonctionnelle, présentent une densité de véhicules plus élevée que les routes secondaires.

Dans cette optique, les résultats de l'analyse statistique montrent un effet du réseau structurant, associé à une augmentation de 87 % du taux de collisions. Cette observation suggère que les axes à forte circulation sont particulièrement propices aux collisions impliquant le blaireau. Ces résultats sont cohérents avec les observations de Fabrizio et al. (2019), dont l'étude, spécifiquement menée sur le blaireau européen, a identifié la densité du réseau routier comme la variable la plus déterminante du risque de collisions.

Il convient toutefois de noter que cette interprétation doit être formulée avec prudence en raison de l'absence de données quantitatives de trafic.

5.3.3 Lumière

Les résultats associés à l'éclairage routier révèlent un effet particulièrement intéressant. Toutes choses égales par ailleurs, les routes éclairées présentent un taux de collisions environ 25 % inférieur à celui des routes non éclairées. Cette diminution suggère que l'éclairage pourrait faciliter la détection des animaux par les conducteurs, augmentant ainsi le temps de réaction disponible pour freiner ou modifier la trajectoire du véhicule.

De plus, le blaireau européen est une espèce nocturne. Sa détection par les automobilistes lors des traversées dépend donc davantage de l'éclairage artificiel que celle des espèces diurnes.

Dans la littérature scientifique, les articles liés à la faune et traitant de la lumière se concentrent davantage sur les perturbations environnementales ou sur l'attraction des animaux. En revanche, ils abordent peu la diminution potentielle des collisions grâce à une meilleure détection des espèces nocturnes permise par l'éclairage. Toutefois, Koju et al. (2025) mettent en évidence l'influence notable de la détection des espèces sur le nombre de collisions. Ils présentent notamment les routes très sinueuses comme étant associées à un risque accru d'accident en raison de la visibilité réduite. De même, Yan et al. (2020) soulignent l'impact significatif de la visibilité sur l'occurrence des collisions routières.

5.3.4 Barrière

L'analyse des dispositifs de retenue routiers fournit des informations particulièrement intéressantes. Les bermes centrales en béton (BB) constituent la catégorie présentant l'effet le plus marqué, avec une augmentation de 99,8 % du taux de collisions, soit un risque doublé par rapport aux tronçons dépourvus de barrière. Cela s'explique probablement par le fait que les blaireaux qui s'engagent sur la chaussée se retrouvent bloqués par la berme centrale et finissent donc par être percutés en restant sur la route ou en faisant demi-tour. De plus, les routes équipées de ce type de dispositif comptent généralement deux à trois bandes de circulation de part et d'autre de la berme centrale, rendant la traversée encore plus laborieuse.

Le test statistique révèle que les barrières hautes (BH) n'ont pas d'effet significatif sur l'occurrence des collisions. Cela suggère que ces dispositifs ne bloquent pas le passage des blaireaux et qu'ils peuvent simplement passer en dessous, ces structures étant plus hautes que le niveau du sol. Ces barrières sont généralement situées en bordure de route, mais, dans certains cas, elles peuvent remplacer la berme centrale. C'est notamment le cas observé sur la E411, de

part et d'autre de l'échangeur avec la N97, où la visualisation de densité de collisions suggérait effectivement une diminution des collisions lors du remplacement de la séparation centrale par des barrières hautes (cf. *Figure 19*). Les résultats statistiques viennent donc confirmer ces observations en montrant qu'elles ne constituent pas un obstacle significatif.

Les tronçons combinant une berme centrale en béton et une barrière haute (BBH) présentent une augmentation du risque de collision de 79 %. Il est fort probable que ce risque accru de collision soit uniquement dû à la présence de la berme centrale. Cette catégorie est particulièrement pertinente car elle permet de ne pas attribuer des effets associés à la présence de la berme centrale en béton à la présence de barrière haute.

Toutefois, il est constatable que le résultat obtenu est légèrement inférieur à celui des bermes en béton seules. Cette différence pourrait relever d'un simple effet aléatoire, mais pourrait également suggérer que la présence d'une barrière haute en bordure de route exerce un léger effet dissuasif limitant l'engagement des animaux sur la chaussée.

Concernant les barrières à ras de sol (BS et BHS), le nombre de données est trop faible pour en tirer une conclusion. En effet, ces barrières sont principalement installées pour protéger les usagers de moto en cas de chute dans des virages ou zones dangereuses. Elles représentent donc des cas anecdotiques dans le cadre de cette analyse.

5.3.5 Mesures d'atténuation envisageables

Les résultats concernant l'impact des bermes centrales en béton présentent un intérêt particulier, car ils concernent une caractéristique structurelle du réseau routier qui, contrairement à d'autres variables, pourrait potentiellement être modifiée. En effet, les variables explicatives fortement influentes, telles que la vitesse maximale autorisée ou le réseau structurant, ne peuvent pas être ajustées de façon réaliste dans l'objectif de réduire les collisions. Diminuer la vitesse sur les grands axes ou modifier la structure du réseau routier paraît difficilement envisageable.

À l'inverse, la berme centrale constitue un élément susceptible d'être repensé. Les résultats montrent qu'elle est associée à une augmentation importante du risque de collision, ce qui suggère qu'une modification de ce dispositif pourrait représenter un levier d'action pertinent. Une piste envisageable serait, par exemple, de remplacer certains tronçons de berme centrale en béton proches de zones de connectivité ou de zones de fortes collisions par des barrières hautes. Celles-ci permettraient de maintenir la sécurité des usagers tout en réduisant potentiellement la mortalité des blaireaux, puisque les analyses indiquent que ce type de barrière n'agit pas comme un obstacle significatif pour l'espèce (cf.).

Une telle démarche pourrait être testée au moyen d'un protocole, dans lequel l'évolution du nombre de collisions serait comparée avant et après le remplacement des dispositifs centraux. Si un effet positif était confirmé, cette solution représenterait une mesure d'atténuation relativement peu coûteuse par rapport à la création de grands ouvrages de type corridors écologiques, tout en offrant un impact positif plus large à l'échelle du réseau routier.

De plus, cette approche se distingue de mesures existantes, notamment les dispositifs de type clôtures latérales destinés à empêcher l'accès des animaux à la chaussée. Comme le montre l'article de Nowakowski et al. (2022), l'installation de ce type de barrières peut entraîner un

déplacement du problème vers les routes secondaires, avec une augmentation des collisions observée sur ces axes. En bloquant les déplacements, ces dispositifs contraignent en effet les animaux à emprunter d'autres itinéraires. À l'inverse, le remplacement des bermes centrales en béton par des barrières hautes n'empêche pas la traversée (et ne renforce pas la fragmentation), mais pourrait contribuer à réduire la mortalité associée à ces franchissements.

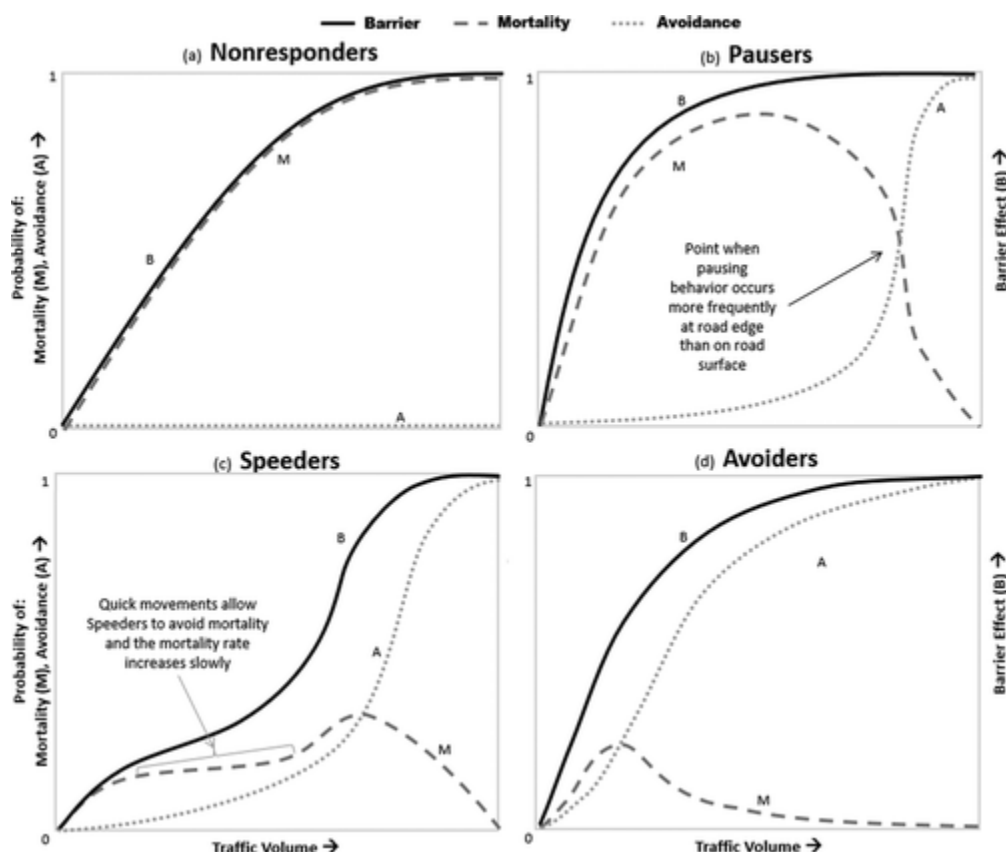
5.3.6 Caractère non-répondant du blaireau

Les observations issues de l'analyse des variables structurelles permettent d'identifier clairement les facteurs associés aux agglomérations de collisions sur le réseau routier. Les accidents surviennent principalement sur les tronçons où la vitesse maximale est élevée (120 km/h), sur les axes structurants où le trafic est supposé plus important, et où la présence d'une berme centrale rend la traversée particulièrement laborieuse.

Cette constatation soulève toutefois une question essentielle : pourquoi le blaireau s'engage-t-il sur des voies présentant des caractéristiques manifestement dangereuses ?

Une étude de Jacobson et al. (2016b) a mis en évidence différents types de réponses comportementales des espèces face au trafic automobile. Quatre grands profils y sont décrits (*cf. Figure 23*), dont notamment les espèces non répondantes, qui ne perçoivent pas ou mal le danger représenté par le mouvement des véhicules et ne parviennent pas à les éviter à temps. À l'opposé, on trouve les espèces évitantes, qui détectent et interprètent le mouvement des véhicules comme une menace et tendent à éviter les routes à fort trafic.

Au regard du nombre élevé de traversées dans des conditions défavorables, le comportement du blaireau suggère clairement un caractère non-répondant de l'espèce. Autrement dit, le



blaireau s'engage sur les routes sans percevoir le danger associé à la vitesse élevée des véhicules, au volume de circulation, ou encore aux obstacles structurels (berme centrale).

5.4 Analyse critique de la méthodologie et limites de l'étude

5.4.1 Validité et pertinence des données issues de la science participative

Les données utilisées dans ce mémoire proviennent principalement de données citoyennes collectées de manière volontaire. Leur fiabilité pourrait donc, a priori, être remise en question. Toutefois, ces données ont fait l'objet d'un tri rigoureux en amont dans le mémoire de Henry Ziegler, visant à supprimer les observations imprécises, incomplètes ainsi que les doublons, ce qui réduit considérablement les sources potentielles d'erreur liées à la qualité des données.

De plus, les données issues de la science participative se révèlent pertinentes dans le cas de l'étude des collisions routières. À ce titre, Périquet et al. (2018) ont comparé des jeux de données collectés par des experts à ceux issus de signalements citoyens. Leurs résultats montrent que les différences entre les deux approches sont minimales et que les tendances spatiales observées sont similaires, les mêmes zones de collisions fréquentes étant identifiées par les deux méthodes. Le même constat est relayé par l'article de Shin et al. (2022) qui souligne, de plus, la pertinence d'utiliser ce type de données pour identifier les zones préoccupantes d'occurrence élevée, afin de concentrer les efforts et ainsi alléger les mesures de recherche coûteuses.

La principale différence relevée par l'étude de Périquet et al. (2018) concerne une surreprésentation des espèces dites charismatiques ou plus facilement identifiables par le grand public. Dans le cadre de ce mémoire, ce biais est toutefois limité, l'analyse portant sur une seule espèce. De plus, le blaireau européen, de par sa taille et son pelage caractéristique à bandes blanches sur la tête, est une espèce aisément reconnaissable, ce qui réduit le risque d'erreur d'identification.

5.4.2 Limites liées à la disponibilité des données

Localisation des terriers

L'accès à des données complémentaires aurait pu permettre une réalisation plus approfondie de ce mémoire. Il aurait notamment été très pertinent de disposer de données plus complètes sur la localisation des terriers. En effet, dans le cadre de ce mémoire, seules neuf localisations de terriers ont pu être obtenues dans la région de Gedinne, ce qui ne constituait pas une base de données suffisante pour une exploitation statistique robuste et n'a donc pas permis leur intégration dans l'analyse.

Disposer de ces données aurait permis d'améliorer la précision de l'estimation de la distance à l'habitat. Nowakowski et al. (2022) ont montré que la distance au terrier principal occupé constitue l'un des prédicteurs les plus pertinents du risque de collision routière chez le blaireau.

Données de trafic routier

Le trafic est l'une des variables reconnues comme déterminantes dans l'occurrence des collisions avec la faune (Denneboom et al., 2024). Malheureusement, bien que ces données existent, leur accès est restreint, ce qui n'a pas permis leur intégration dans le cadre de ce

mémoire. L'accès à ces informations constituerait une amélioration majeure pour examiner plus finement la relation avec la densité de circulation et comprendre les mécanismes sous-jacents.

5.4.3 Pertinence et limites des méthodes

Méthodologie appliquée à la modélisation de la connectivité et limites associées

L'un des principaux enjeux méthodologiques de cette étude concerne la modélisation de la connectivité paysagère. Deux approches distinctes ont été intégrées simultanément afin de représenter un même processus écologique. A posteriori, une démarche plus rigoureuse aurait consisté à tester ces modélisations séparément en amont, par le biais d'analyses exploratoires ou de modèles préliminaires, afin d'identifier l'approche la plus pertinente avant son intégration au modèle final.

Toutefois, les résultats obtenus restent cohérents et interprétables. Les différences observées entre les deux modélisations ne semblent pas découler d'une mauvaise définition de l'habitat favorable, mais plutôt de l'application d'un coût maximal trop restrictif dans l'une des approches. Des explorations complémentaires, réalisées en dehors du cadre strict de la méthodologie, ont montré qu'en l'absence de cette contrainte, la modélisation fondée sur l'habitat favorable générerait davantage de chemins de traversée et produisait des résultats plus proches des attentes écologiques.

Cette limite met en évidence une difficulté méthodologique liée à la traversée de zones à très faible résistance (feuillus), spécifiquement lorsque les taches d'habitat sont situées au cœur de ce même milieu. Dans ce contexte, le coût cumulé tend à être sous-estimé pour une distance équivalente, ce qui influence directement les résultats de la modélisation. Il ne s'agit toutefois pas d'une erreur de mise en œuvre, mais bien d'un choix méthodologique structurant, dont les implications doivent être prises en compte lors de l'interprétation des résultats.

Sur le plan statistique, l'interprétation des résultats du test du χ^2 doit également être envisagée avec prudence. Ce test évalue la contribution d'une variable explicative en mesurant la diminution de la vraisemblance du modèle lorsque celle-ci est retirée. Lorsqu'un même processus écologique est décrit par plusieurs variables, comme c'est le cas pour les différentes modélisations de la connectivité, une part importante de l'information explicative peut être partagée. Dans ce contexte, le test du χ^2 tend à sous-estimer la contribution individuelle des variables, chacune absorbant une fraction de la variance expliquée par l'autre.

Dans la présente étude, seule la connectivité basée sur les forêts feuillues apparaît statistiquement significative, ce qui limite les ambiguïtés d'interprétation. Néanmoins, dans le cadre d'analyses futures intégrant plusieurs approches alternatives de la connectivité, il serait préférable de tester chaque modélisation séparément, en intégrant une seule variable de connectivité à la fois dans le modèle. Cette stratégie permettrait une comparaison plus robuste des performances respectives des différentes approches et limiterait les biais liés à la redondance des variables.

Simplification du réseau routier et limites associées

La représentation du réseau routier sous la forme d'un axe unique par tronçon constitue un compromis méthodologique assumé. Cette simplification permet d'assurer une homogénéité de

traitement entre les routes à une voie et les axes à chaussées séparées, tout en évitant une dilution artificielle des collisions sur les infrastructures comportant plusieurs bandes de circulation. Sans cette simplification, la répartition des collisions entre plusieurs lignes parallèles aurait biaisé les comparaisons entre types de routes.

Ce choix méthodologique implique toutefois la perte d'une information spatiale fine, en particulier le côté exact de la chaussée sur lequel se produit la collision. Cette information pourrait s'avérer pertinente dans des analyses ciblées sur les grands axes à chaussées séparées. Dans le cadre de ce mémoire, cette perte d'information apparaît néanmoins acceptable au regard de l'échelle d'analyse retenue et de l'objectif principal de comparaison globale des collisions sur le réseau routier.

Visualisation spatiale et limites associées

La méthode de densité de noyau a été mobilisée exclusivement comme outil de visualisation des données. Elle permet une lecture intuitive des zones de concentration des collisions, mais présente certaines limites, notamment au niveau des échangeurs routiers, où la superposition de tronçons peut entraîner des valeurs artificiellement élevées.

Cette limite ne constitue toutefois pas une faiblesse méthodologique majeure, dans la mesure où cette représentation n'a pas été utilisée pour les analyses statistiques. L'analyse quantitative repose sur le nombre de collisions par tronçon de 500 m, une approche qui ne présente pas de biais.

Cette méthode demeure utilisée dans la littérature relative aux collisions routières avec la faune (Girardet et al., 2015 ; Ramos et al., 2025). Il convient néanmoins de rester prudent dans l'interprétation des cartes issues de la densité de noyau, en particulier dans les contextes de réseaux routiers complexes et fortement ramifiés.

5.5 Perspectives

5.5.1 Enjeux liés à la collecte et à la centralisation des données

Dans le contexte de l'analyse des collisions routières impliquant le blaireau, ou plus largement la faune sauvage, l'amélioration de la collecte et de la centralisation des données constitue un enjeu majeur. La majorité des données utilisées dans ce mémoire proviennent de plateformes de science participative. Ces initiatives sont précieuses, car elles permettent à la fois de sensibiliser le grand public aux enjeux liés à la biodiversité et de collecter de grandes quantités de données à large échelle spatiale, ce qui souligne l'importance de leur maintien et de leur encouragement.

Toutefois, ces données peuvent présenter certaines limites, notamment une absence de standardisation et la présence potentielle de doublons (Valerio et al., 2021). Cette problématique est bien illustrée dans le cadre de ce mémoire. En effet, les données utilisées pour l'analyse, précédemment triées dans le mémoire de Henry Ziegler, couvrent la période 2006-2016. Des jeux de données similaires, récemment mis à jour et déjà rigoureusement triés, ne sont malheureusement pas disponibles à l'heure actuelle.

Dans cette optique, il apparaîtrait particulièrement pertinent que les données collectées par les différents organismes soient centralisées au sein d'une base de données unique, standardisée, vérifiée, mise à jour et dépourvue de doublons. Une telle base de données fournirait une information déterminante sur la localisation récurrente des collisions, indépendamment même d'une compréhension fine des mécanismes écologiques sous-jacents. Cette étape est essentielle pour orienter efficacement les efforts de gestion et d'atténuation des risques.

5.5.2 Extension de l'analyse à d'autres espèces

Comme l'ont montré Jacobson et al. (2016b), les espèces animales réagissent différemment au trafic routier en fonction de leurs comportements et de leur capacité à percevoir le danger. Les résultats de ce mémoire suggèrent que le blaireau présente un comportement non répondant. Dans cette optique, il apparaîtrait particulièrement pertinent de mener des analyses similaires sur d'autres espèces présentes en Wallonie ou dans la province de Namur, afin d'évaluer si le comportement observé est propre au blaireau ou s'il reflète une tendance plus générale.

Bien que certaines études aient déjà été réalisées en Belgique, leur nombre demeure limité au regard de l'importance de la problématique. L'extension de ce type d'analyse à d'autres espèces, telles que le renard, seconde espèce de mammifère la plus fréquemment impliquée dans les collisions au sein des données d'Observations.be, offrirait des éléments de comparaison précieux. Elle contribuerait également à améliorer la capacité à mettre en œuvre des mesures de mitigation adaptées.

5.5.3 Vers une mobilité intégrée

Aujourd'hui plus que jamais, il est essentiel de remettre la nature au cœur de nos modes de fonctionnement et de repenser nos infrastructures et notre mobilité dans une approche systémique qui intègre le déplacement des automobilistes, mais également celui des animaux. Dans cette optique, il est essentiel de poursuivre les recherches pour mieux comprendre les mécanismes qui régissent l'occurrence de ces collisions et de pouvoir proposer des approches innovantes qui répondent aux besoins de terrain.

Malgré cela, les facteurs influençant l'occurrence des collisions routières ainsi que la réaction des espèces face à ces infrastructures restent encore trop mal connus en Wallonie. Ainsi, j'espère que ce mémoire contribuera à mettre en lumière cette problématique.

6 Conclusion

Pour conclure, l'objectif de ce mémoire était d'identifier les variables explicatives influençant l'occurrence des collisions routières impliquant le blaireau européen dans la province de Namur. L'analyse met en évidence la vitesse maximale autorisée comme le facteur présentant l'influence la plus marquée. Chaque augmentation de 10 km/h entraîne une augmentation d'environ 46 % du taux attendu de collisions, le risque s'accroissant fortement au-delà du seuil de 90 km/h. Un passage de 90 à 120 km/h correspond ainsi à une augmentation relative d'environ 212 %.

L'appartenance au réseau routier structurant apparaît également comme une variable explicative importante, avec une augmentation d'environ 87 % du nombre attendu de collisions par rapport au réseau secondaire. Cet effet pourrait être associé à une intensité de trafic plus élevée sur ces grands axes.

Ensuite, la présence de bermes centrales en béton, seules ou combinées à des barrières hautes, est associée à une augmentation significative du nombre de collisions. Les bermes centrales en béton seules entraînent un doublement du risque. Cette configuration semble traduire un effet de blocage lors des tentatives de traversée, susceptible de conduire à une mortalité accrue. Ce résultat est d'autant plus pertinent qu'il concerne une caractéristique structurelle du réseau routier potentiellement modifiable, constituant ainsi un levier d'action concret pour la réduction de la mortalité routière.

Enfin, la connectivité paysagère fondée sur les habitats feuillus est associée à une augmentation de 31 % du nombre de collisions sur les tronçons concernés. Ce résultat rejoint les observations de Girardet et al. (2015) et de Godet et al. (2023), qui soulignent une probabilité accrue de collisions dans les zones de forte connectivité.

7 Bibliographie

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64(4), 233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6)
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2), 310–326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Bailey, S. (2007). Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management*, 238(1), 7–23. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.049>
- Balbi, M., Croci, S., Petit, E. J., Butet, A., Georges, R., Madec, L., Caudal, J.-P., & Ernoult, A. (2021). Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 632–643. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13800>
- Bellis, E. D., & Graves, H. B. (1971). Deer Mortality on a Pennsylvania Interstate Highway. *The Journal of Wildlife Management*, 35(2), 232–237. <https://doi.org/10.2307/3799596>
- Bennett, V. J. (2017). Effects of Road Density and Pattern on the Conservation of Species and Biodiversity. *Current Landscape Ecology Reports*, 2(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0020-6>
- Bertin, A., Gouin, N., Baumel, A., Gianoli, E., Serratos, J., Osorio, R., & Manel, S. (2017). Genetic variation of loci potentially under selection confounds species–genetic diversity correlations in a fragmented habitat. *Molecular Ecology*, 26(2), 431–443. <https://doi.org/10.1111/mec.13923>
- Bourdouxhe, A., Duflot, R., Radoux, J., & Dufrêne, M. (2020). Comparison of methods to model species habitat networks for decision-making in nature conservation: The case of the wildcat in southern Belgium. *Journal for Nature Conservation*, 58, 125901. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125901>
- Brody, A. J., & Pelton, M. R. (1989). Effects of Roads on Black Bear Movements in Western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 17(1), 5–10. <https://www.jstor.org/stable/3782028>
- Bruinderink, G. W. T. A. G., & Hazebroek, E. (1996). Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10(4), 1059–1067. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041059.x>
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., ...

- Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529–536. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002%255B0529:ACGTTCM%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002%255B0529:ACGTTCM%255D2.0.CO;2)
- Clarke, G. P., White, P. C. L., & Harris, S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86(2), 117–124. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00018-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00018-4)
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15(5), 396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- Davies, J. M., Roper, T. J., & Shepherdson, D. J. (1987). Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology*, 211(3), 525–529. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1987.tb01550.x>
- Dawson, C., Villamagna, A. M., Martin, R. A., & Moll, R. J. (2025). More connected, more collisions? Documenting nonlinear relationships between habitat connectivity and wildlife-vehicle collision hotspots. *Environmental Management*, 75(8), 2089–2102. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02188-0>
- Debinski, D. M. (2006). Forest fragmentation and matrix effects: The matrix *does* matter. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1791–1792. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01596.x>
- Denneboom, D., Bar-Massada, A., & Shwartz, A. (2024). Wildlife mortality risk posed by high and low traffic roads. *Conservation Biology*, 38(2), e14159. <https://doi.org/10.1111/cobi.14159>
- Dickson, B. G., Albano, C. M., Anantharaman, R., Beier, P., Fargione, J., Graves, T. A., Gray, M. E., Hall, K. R., Lawler, J. J., Leonard, P. B., Littlefield, C. E., McClure, M. L., Novembre, J., Schloss, C. A., Schumaker, N. H., Shah, V. B., & Theobald, D. M. (2019). Circuit-theory applications to connectivity science and conservation. *Conservation Biology*, 33(2), 239–249. <https://doi.org/10.1111/cobi.13230>
- Dulac, J. (2013). *Global land transport infrastructure requirements*. <https://view.ckcest.cn/AllFiles/ZKBG/Pages/962/42be8c83e38d335800450fba14719a0c629065d4.pdf>
- Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., & Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>

- Fabrizio, M., Di Febbraro, M., D'Amico, M., Frate, L., Roscioni, F., & Loy, A. (2019). Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: A case study on European badger (*Meles meles*). *European Journal of Wildlife Research*, 65(1), 7. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1241-7>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(Volume 34, 2003), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L., & Rytwinski, T. (2009). Effects of Roads on Animal Abundance: An Empirical Review and Synthesis. *Ecology and Society*, 14(1). <https://www.jstor.org/stable/26268057>
- Foltête, J.-C., Clauzel, C., Girardet, X., Tournant, P., & Vuidel, G. (2012). La modélisation des réseaux écologiques par les graphes paysagers. *Revue Internationale de Géomatique*, 22(4), 641–658. <https://doi.org/10.3166/RIG.22.641-658>
- Foltête, J.-C., Clauzel, C., & Vuidel, G. (2012a). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, 316–327. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>
- Foltête, J.-C., Clauzel, C., & Vuidel, G. (2012b). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, 316–327. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>
- Foltête, J.-C., & Vuidel, G. (2025). Landscape graphs as tools for modelling and managing spatial ecological networks: Current limits and new challenges. *Environmental Modelling & Software*, 193, 106594. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2025.106594>
- Foltête, J.-C., Vuidel, G., Savary, P., Clauzel, C., Sahraoui, Y., Girardet, X., & Bourgeois, M. (2021). Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. *Software Impacts*, 8, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>
- Forman, R. T. T., & Alexander, L. E. (1998). ROADS AND THEIR MAJOR ECOLOGICAL EFFECTS. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29(Volume 29, 1998), 207–231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- Forman, R. T. T., & Deblinger, R. D. (2000). The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1), 36–46. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x>
- Frankham, R. (2006). Genetics and landscape connectivity. In K. R. Crooks & M. Sanjayan (Eds), *Connectivity Conservation* (1st edn, pp. 72–96). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.005>
- Fu, W., Liu, S., Degloria, S. D., Dong, S., & Beazley, R. (2010). Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, 95(3), 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.009>

- Galpern, P., Manseau, M., & Fall, A. (2011). Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation*, 144(1), 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.002>
- Girardet, X., Conruyt-Rogéon, G., & Foltête, J.-C. (2015a). Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European Journal of Wildlife Research*, 61(5), 731–742. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0950-4>
- Girardet, X., Conruyt-Rogéon, G., & Foltête, J.-C. (2015b). Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European Journal of Wildlife Research*, 61(5), 731–742. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0950-4>
- Godet, C., Tarabon, S., Coskun, T., & Clauzel, C. (2023). Is there a spatial match between roadkill and mitigation measures identified by functional connectivity modeling? *Journal for Nature Conservation*, 76, 126491. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126491>
- Grilo, C., Koroleva, E., Andrášik, R., Bíl, M., & González-Suárez, M. (2020). Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(6), 323–328. <https://doi.org/10.1002/fee.2216>
- Hadley, A. S., & Betts, M. G. (2012). The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: Absence of evidence not evidence of absence. *Biological Reviews*, 87(3), 526–544. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00205.x>
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396(6706), 41–49. <https://doi.org/10.1038/23876>
- Hilty, J. A., Jr, W. Z. L., & Merenlender, A. M. (2012). *Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Island Press.
- Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B. J., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J. W., Theobald, D. M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J. E. M., Ament, R., & Tabor, G. M. (2020). *Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors* (C. Groves, Ed.). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>
- Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., & McGowen, P. T. (2009a). Cost?Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large Ungulates in the United States and Canada: A Decision Support Tool. *Ecology and Society*, 14(2). <https://www.jstor.org/stable/26268301>
- Huijser, M. P., Duffield, J. W., Clevenger, A. P., Ament, R. J., & McGowen, P. T. (2009b). Cost?Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large Ungulates in the United States and Canada: A Decision Support Tool. *Ecology and Society*, 14(2). <https://www.jstor.org/stable/26268301>
- IWEPS. (n.d.). *WalStat—Détail de l'entité NAMUR (Province)*. Retrieved 9 November 2025, from https://walstat.iweps.be/walstat-fiche-entite.php?entite_id=90000

- Jacobson, S. L., Bliss-Ketchum, L. L., de Rivera, C. E., & Smith, W. P. (2016a). A behavior-based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. *Ecosphere*, 7(4), e01345. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1345>
- Jacobson, S. L., Bliss-Ketchum, L. L., de Rivera, C. E., & Smith, W. P. (2016b). A behavior-based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. *Ecosphere*, 7(4), e01345. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1345>
- Kang, W., Minor, E. S., Lee, D., & Park, C.-R. (2016). Predicting impacts of climate change on habitat connectivity of *Kalopanax septemlobus* in South Korea. *Acta Oecologica*, 71, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.01.005>
- Kang, W., Minor, E. S., Woo, D., Lee, D., & Park, C.-R. (2016). Forest mammal roadkills as related to habitat connectivity in protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 25(13), 2673–2686. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1194-7>
- Kent, E., Schwartz, A. L. W., & Perkins, S. E. (2021). Life in the fast lane: Roadkill risk along an urban–rural gradient. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), juaa039. <https://doi.org/10.1093/jue/juaa039>
- Kindlmann, P., & Burel, F. (2008). Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology*, 23(8), 879–890. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Koju, N. P., Anish, K. C., Dodhari, K., Giri, P., Lee, M., Pokhrel, S., Ghimire, A., Nyaichyai, L., Onditi, K. O., Jiang, X., & Kyes, R. C. (2025). Spatiotemporal patterns and environmental determinants of wildlife-vehicle collisions in Banke National Park, Nepal. *Scientific Reports*, 15(1), 19478. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-04609-w>
- Lao, Y., Zhang, G., Wu, Y.-J., & Wang, Y. (2011). Modeling animal–vehicle collisions considering animal–vehicle interactions. *Accident Analysis & Prevention*, 43(6), 1991–1998. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2011.05.017>
- Laurance, W. F., Peletier-Jellema, A., Geenen, B., Koster, H., Verweij, P., Dijck, P. V., Lovejoy, T. E., Schleicher, J., & Kuijk, M. V. (2015). Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Current Biology*, 25(7), R259–R262. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.02.050>
- Lebourgeois, F. F. (2020). Le blaireau européen (*Meles meles* L.). Synthèse des connaissances européennes. Partie 1: Choix de l’habitat, structure et densité spatiale des terriers. *Revue forestière française*, 72(1), 11. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2020.5305>
- Lehaire, F., Morelle, K., & Lejeune, P. (2013). Collisions entre véhicules et animaux en liberté: État des lieux à partir d’une enquête au sein de la police. *Forêt Wallonne*, 122. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/143751>
- Mader, H.-J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, 29(1), 81–96. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(84\)90015-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(84)90015-6)

- Marrotte, R. R., & Bowman, J. (2017). The relationship between least-cost and resistance distance. *PLOS ONE*, *12*(3), e0174212. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174212>
- Martins, T., Freitas, S. R., Semensatto Junior, D. L., & Hardt, E. (2024). The influence of proximity with riparian forests and the distance from urban areas on roadkills of vertebrates in a fragmented Brazilian savanna area. *Austral Ecology*, *49*(1), e13342. <https://doi.org/10.1111/aec.13342>
- McRae, B. H. (2006). ISOLATION BY RESISTANCE. *Evolution*, *60*(8), 1551–1561. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2006.tb00500.x>
- McRae, B. H., & Beier, P. (2007). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *104*(50), 19885–19890. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706568104>
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B. (2008). Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution, and Conservation. *Ecology*, *89*(10), 2712–2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>
- McRae, B. H., Viral B. Shah, & Edelman, A. (2016). *Circuitscape: Modeling landscape connectivity to promote conservation and human health*. The Nature Conservancy. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4265.1126>
- Meiklejohn, K., Ament, R., & Tabor, G. (n.d.). *Habitat Corridors & Landscape Connectivity: Clarifying the Terminology*.
- Mimet, A., Clauzel, C., & Foltête, J.-C. (2016). Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape Ecology*, *31*(9), 1955–1973. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0373-y>
- Moore, L. J., Petrovan, S. O., Bates, A. J., Hicks, H. L., Baker, P. J., Perkins, S. E., & Yarnell, R. W. (2023). Demographic effects of road mortality on mammalian populations: A systematic review. *Biological Reviews*, *98*(4), 1033–1050. <https://doi.org/10.1111/brv.12942>
- Morelle, K., Lehaire, F., & Lejeune, P. (2013). Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation*, *5*. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634>
- Nowakowski, K., Ważna, A., Kurek, P., Cichocki, J., Bojarski, J., & Gabryś, G. (2022). Long Arm of Motorway—The Impact of Fenced Road on the Mortality of European Badgers. *Environmental Management*, *69*(2), 429–437. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01570-y>
- Oxley, D. J., Fenton, M. B., & Carmody, G. R. (1974). The Effects of Roads on Populations of Small Mammals. *Journal of Applied Ecology*, *11*(1), 51–59. <https://doi.org/10.2307/2402004>
- Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *37*(Volume 37, 2006), 637–669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>

- Périquet, S., Roxburgh, L., le Roux, A., & Collinson, W. J. (2018). Testing the Value of Citizen Science for Roadkill Studies: A Case Study from South Africa. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00015>
- Ramos, G. C. F., Araújo, M. J., & Marinho, M. (2025). Mammals on the move: Patterns, drivers, and solutions for roadkill in Southeastern Brazil. *Academia Biology*, 3(4). <https://www.academia.edu/2837-4010/3/4/10.20935/AcadBio17884>
- Raymond, S., Trayford, H., Coulton, V., Chadwick, E. A., & Perkins, S. E. (2026). Identification des zones critiques et des facteurs de risque de collision entre la faune sauvage et les véhicules à l'aide de données de sciences participatives: Une étude de cas axée sur le blaireau européen (*Meles meles*). *Biological Conservation*, 313, 111601. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111601>
- Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G. C., & Blasi, C. (2000). Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: A graph-theoretical approach. *Community Ecology*, 1(1), 89–94. <https://doi.org/10.1556/ComEc.1.2000.1.12>
- Riede, K. (2004). *Global Register of Migratory Species: From Global to Regional Scales : Final Report of the R&D-Projekt 808 05 081*. Federal Agency for Nature Conservation.
- Riley, S. J. (1984). Effect of clearing and roading operations on the permeability of forest soils, Karuah catchment, New South Wales, Australia. *Forest Ecology and Management*, 9(4), 283–293. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(84\)90014-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(84)90014-8)
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Román, J., Rodríguez, C., García-Rodríguez, A., Díez-Virto, I., Gutiérrez-Expósito, C., Jubete, F., Paniw, M., Clavero, M., Revilla, E., & D'Amico, M. (2024). Beyond crippling bias: Carcass-location bias in roadkill studies. *Conservation Science and Practice*, 6(4), e13103. <https://doi.org/10.1111/csp2.13103>
- Rost, G. R., & Bailey, J. A. (1979). Distribution of Mule Deer and Elk in Relation to Roads. *The Journal of Wildlife Management*, 43(3), 634–641. <https://doi.org/10.2307/3808741>
- Rudnick, D., Ryan, S., Beier, P., Cushman, S., Dieffenbach, F., Epps, C., Gerber, L., Hartter, J., Jenness, J., Kintsch, J., Merenlender, A., Perkl, R., Perziosi, D., & Trombulack, S. (2012). The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology*. https://scholars.unh.edu/geog_facpub/19
- Sawyer, S. C., Epps, C. W., & Brashares, J. S. (2011). Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 668–678. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01970.x>

Scolozzi, R., & Geneletti, D. (2012). A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.03.001>

Shin, Y., Kim, K., Groffen, J., Woo, D., Song, E., & Borzée, A. (2022). Citizen science and roadkill trends in the Korean herpetofauna: The importance of spatially biased and unstandardized data. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.944318>

Spellerberg, I. (1998). Ecological effects of roads and traffic: A literature review. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(5), 317–333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>

Taaffe, E. J., Morrill, R. L., & Gould, P. R. (1973). Transport Expansion in Underdeveloped Countries: A Comparative Analysis. In B. S. Hoyle (Ed.), *Transport and Development* (pp. 32–49). Macmillan Education UK. https://doi.org/10.1007/978-1-349-15506-4_3

Tannier, C., Bourgeois, M., Houot, H., & Foltête, J.-C. (2016). Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: A joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. *Land Use Policy*, 52, 76–91. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.002>

Tarabon, S., Bergès, L., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2019). Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management*, 241, 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.031>

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571–573. <https://doi.org/10.2307/3544927>

Taylor, P. D., Fahrig, L., & With, K. A. (2006). Landscape connectivity: A return to the basics. In K. R. Crooks & M. Sanjayan (Eds), *Connectivity Conservation* (pp. 29–43). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>

Tigas, L. A., Van Vuren, D. H., & Sauvajot, R. M. (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108(3), 299–306. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00120-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00120-9)

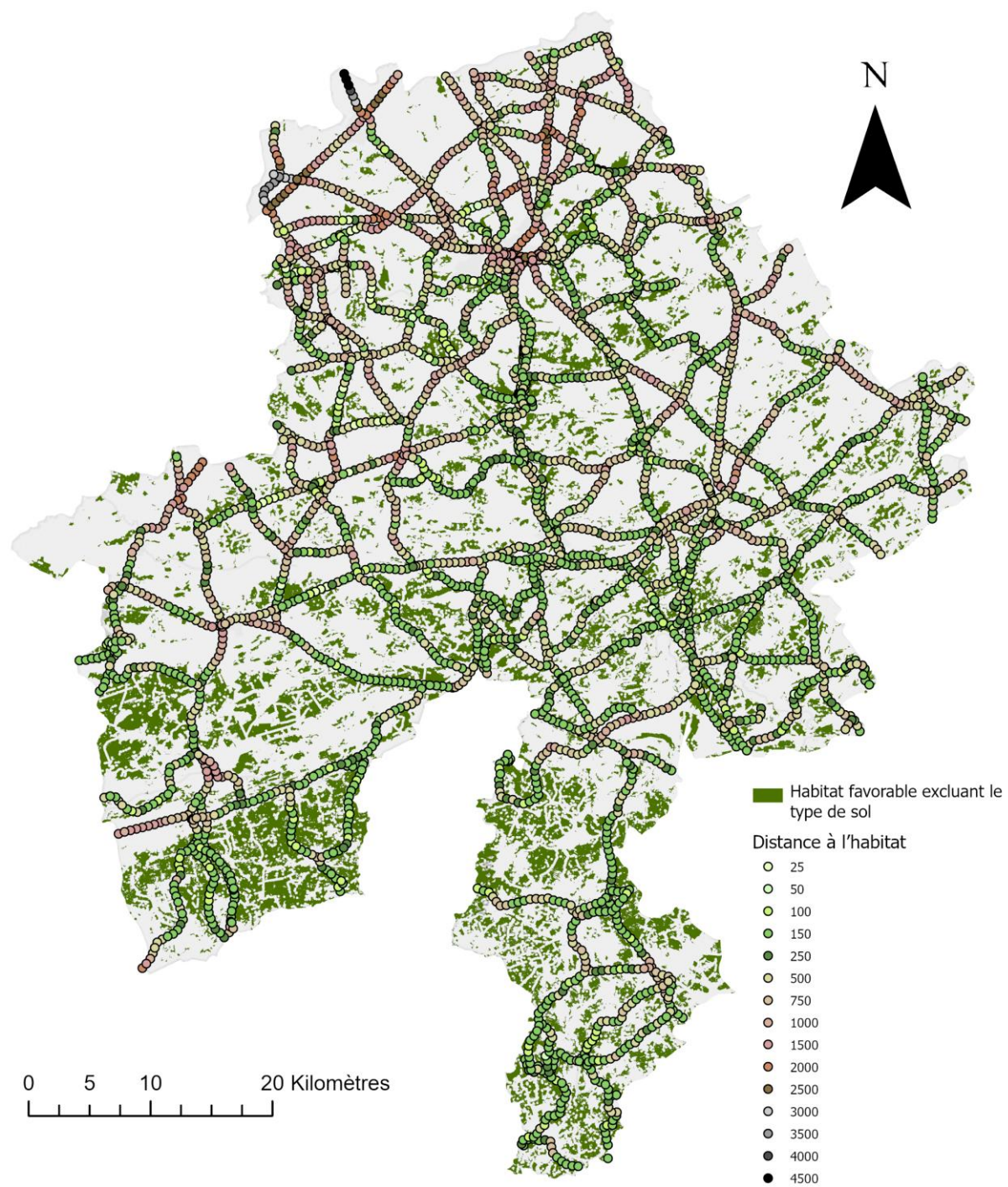
Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14(1), 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>

Un blaireau sur cinq aura un accident de la route. (2025). *L'Avenir*.

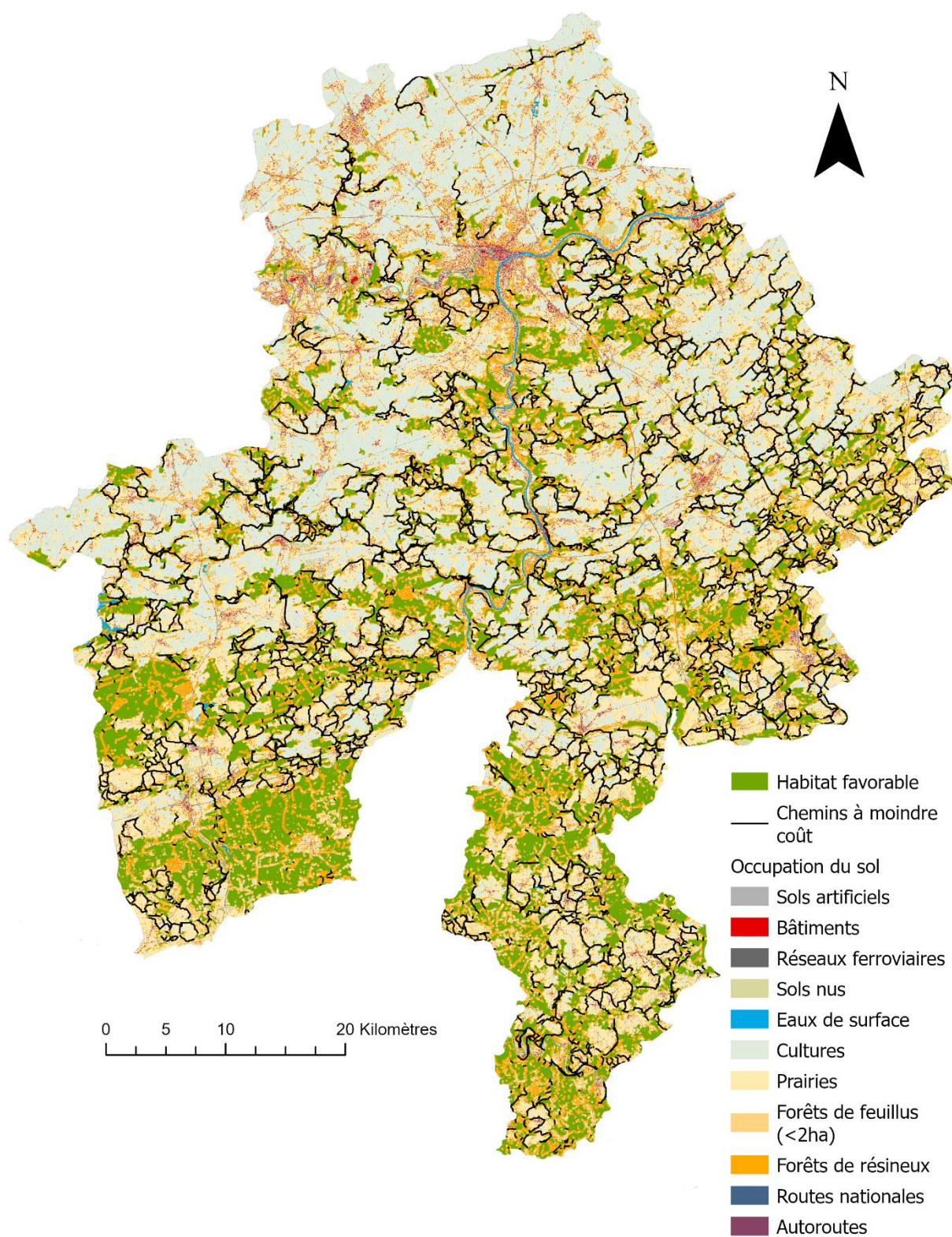
Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology*, 82(5), 1205–1218. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082%255B1205:LCAGTP%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082%255B1205:LCAGTP%255D2.0.CO;2)

- Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters*, 12(3), 260–273. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01271.x>
- Valerio, F., Basile, M., & Balestrieri, R. (2021). The identification of wildlife-vehicle collision hotspots: Citizen science reveals spatial and temporal patterns. *Ecological Processes*, 10(1), 6. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00271-4>
- Van der Zee, F. F., Wiertz, J., Ter Braak, C. J. F., van Apeldoorn, R. C., & Vink, J. (1992). Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation*, 61(1), 17–22. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91203-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91203-5)
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., & Watson, J. E. M. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7(1), 12558. <https://doi.org/10.1038/ncomms12558>
- Vignon, V., & Barbarreau, H. (2008). Collisions entre véhicules et ongulés sauvages: Quel coût économique. Une tentative d'évaluation. *Faune Sauvage*, 279(31–35).
- Williams, A. F., & Wells, J. K. (2005). Characteristics of Vehicle-Animal Crashes in Which Vehicle Occupants Are Killed. *Traffic Injury Prevention*, 6(1), 56–59. <https://doi.org/10.1080/15389580590903186>
- Xun, B., Yu, D., & Liu, Y. (2014). Habitat connectivity analysis for conservation implications in an urban area. *Acta Ecologica Sinica*, 34(1), 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.11.006>
- Yan, Y., Zhang, Y., Yang, X., Hu, J., Tang, J., & Guo, Z. (2020). Crash prediction based on random effect negative binomial model considering data heterogeneity. *Physica A: Statistical Mechanics and Its Applications*, 547, 123858. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2019.123858>
- Ziegler de Ziegleck auf Rheingrüb, H. (2017). *Analyses of road-Kills data harvested voluntarily: The case of the eurasian Badger (Meles Meles), the european Polecat (Mustela Putorius) and the Raccoon (Procyon Lotor) in wallonia.* <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/3110>

8 Annexes



Annexe 1. Représentation des distances à l'habitat favorable le plus proche par rapport aux points centraux des tronçons de 500 m



Annexe 2. Représentation des chemins à moindre coût obtenus par la modélisation, sur la base de la carte d'habitat favorable du blaireau européen.

Variable	Coef_Beta	Std_Error	Z_Value	P_value	IRR	IC_Bas_95	IC_Haut_95
(Intercept)	-4.9973	0.2987	-16.728	8.20e-63	0.007	0.004	0.012
Vitesse_10k	0.3790	0.0328	11.538	8.51e-31	1.461	1.370	1.558
Dist_100m	-0.0446	0.0112	-3.980	6.88e-05	0.956	0.936	0.978
BarriereBS	0.4579	1.1496	0.398	6.90e-01	1.581	0.166	15.045
BarriereBB	0.6921	0.1552	4.460	8.21e-06	1.998	1.474	2.708
BarriereBH	0.1151	0.1277	0.902	3.67e-01	1.122	0.874	1.441
BarriereBBH	0.5800	0.1735	3.342	8.31e-04	1.786	1.271	2.510
BarriereBHS	-22.5266	113764.9587	0.000	1.00e+00	0.000	0.000	Inf
RES_Stucturant1	0.6281	0.1247	5.035	4.78e-07	1.874	1.468	2.393
Light1	-0.2921	0.1149	-2.541	1.10e-02	0.747	0.596	0.935
Connectivity_Habitat1	0.1143	0.1062	1.076	2.82e-01	1.121	0.910	1.380
Connectivity_Feuillus1	0.2710	0.0956	2.835	4.58e-03	1.311	1.087	1.581

Annexe 3. Valeurs brutes obtenues à l'issue du test statistique d'estimation de l'influence des variables explicatives sur le nombre de collisions routières (GLM Binomial Négatif).

Analyse des variables explicatives influençant l'occurrence des collisions routières

Cas du blaireau européen (*Meles meles*)

Violette Bary

Depuis des centaines de millions d'années, les animaux traversent le paysage. Toutefois, au cours des derniers siècles, l'urbanisation croissante a profondément altéré ces déplacements, notamment par le développement de réseaux routiers traversant des zones jusque-là relativement préservées.

Ces infrastructures, en plus de constituer de véritables barrières aux déplacements, contribuent à la mortalité directe de nombreux animaux. C'est particulièrement le cas du blaireau européen (*Meles meles*), qui apparaît comme le mammifère le plus fréquemment victime de collisions routières en Wallonie.

Ce mémoire a identifié les zones présentant une forte intensité de collisions routières impliquant le blaireau européen dans la province de Namur. Les résultats mettent en évidence une forte agrégation des collisions le long de l'autoroute E411 ainsi que sur les routes nationales N4, N97 et N63.

Afin de comprendre la répartition non homogène de ces collisions routières, plusieurs variables explicatives potentielles ont été analysées. Celles-ci comprennent des variables écologiques, à savoir la connectivité paysagère et la proximité de l'habitat ainsi que des variables structurelles, telles que la vitesse maximale autorisée, le type de réseau routier, la présence de barrières et l'éclairage.

Les résultats indiquent que la vitesse constitue le facteur le plus influent, suivie par la présence de bermes centrales en béton et par l'appartenance au réseau routier structurant, probablement en lien avec une intensité de trafic plus élevée. La proximité à l'habitat et la présence de passages modélisés par des chemins à moindre coût témoignent également d'une augmentation du taux de collisions.

Ce travail s'inscrit ainsi dans une démarche visant à mieux comprendre les mécanismes à l'origine des collisions routières avec la faune, afin d'orienter plus efficacement les actions de gestion et de mitigation sur le terrain.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro