
Etude de la traversée des infrastructures linéaires de transport par la faune au moyen de passages non dédiés dans le Parc national de la Vallée de la Semois

Auteur : Wanson, Pauline

Promoteur(s) : Dufrêne, Marc; Bourdouxhe, Axel

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24318>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Etude de la traversée des infrastructures linéaires de transport par la faune au moyen de passages non dédiés dans le Parc national de la Vallée de la Semois

PAULINE WANSON

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS: MARC DUFRÊNE & AXEL BOURDOUXHE

Copyright © Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique² de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

Etude de la traversée des infrastructures linéaires de transport par la faune au moyen de passages non dédiés dans le Parc national de la Vallée de la Semois

PAULINE WANSON

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS: MARC DUFRÈNE & AXEL BOURDOUXHE

Remerciements

A l'issue de ce travail de fin d'études, je tiens tout d'abord à remercier mes promoteurs pour avoir proposé ce sujet passionnant. Axel Bourdouxhe, pour son suivi tout au long du travail, ses réflexions et discussions constructives m'ayant permis de mener à bien ce projet. Marc Dufrêne pour ses conseils avisés, son expertise en analyses statistiques et ses relectures.

Merci à Cécile Lesire, chargée de mission Lynx, au Parc national de la Vallée de la Semois, de m'avoir aidée à faire les démarches nécessaires au placement des camera-traps et pour ses réponses toujours réactives.

Je remercie Quentin Watthez pour son aide précieuse à l'identification de certaines espèces.

Merci au DEMNA pour le prêt de boitiers de protection pour les caméras et la formation sur Agouti, et merci à Alain Licoppe pour avoir pris le temps de me partager les densités de gibier.

Merci à toutes les personnes de l'axe Biodiversité-Ecosystèmes-Paysage pour leur intégration des TFistes et pour avoir rendu notre cadre de travail amical.

Je tiens à remercier tout particulièrement mes fidèles amis du BP, ainsi qu'Amandine et Clara évidemment considérées comme des nôtres, sans qui ce mémoire n'aurait jamais été pareil. Merci pour tous les bons moments passés ensemble, nos motivations collectives, et votre soutien indispensable pendant les moments les plus stressants du TFE.

Merci mille fois à mes parents pour leur aide toujours au rendez-vous, pour m'avoir accompagnée sur le terrain et m'avoir soutenue tout au long de mon parcours gembloutois.

Merci également à maman et Jean-Noël pour leur relecture attentive ayant permis de rendre ce travail plus agréable à lire.

Résumé

Les infrastructures linéaires de transport (ILT), telles que les routes et les voies ferrées, fragmentent les habitats naturels et perturbent fortement les déplacements de la faune sauvage, d'autant plus lorsqu'elles sont clôturées. Elles provoquent l'évitement de certaines espèces confinées dans des habitats de plus en plus restreints, ainsi que des mortalités par collisions, avec à terme un risque de consanguinité et une menace pour leur survie. En Wallonie, l'un des réseaux routiers et ferroviaires les plus denses d'Europe fragmente fortement les forêts et espaces protégés, mettant ainsi en péril la faune qu'ils abritent. Pour limiter ces impacts, des passages à faune sont aménagés, principalement au niveau des autoroutes, mais ils sont coûteux et dès lors très peu nombreux. À côté de ceux-ci, de nombreux passages transversaux non dédiés, à vocation agricole, forestière, piétonne ou routière, jalonnent les ILT. Leur utilisation potentielle par la faune est très peu étudiée, de même que l'efficacité réelle des clôtures anti-gibier installées en bordure de certaines voiries. L'objectif principal de ce travail est d'analyser l'utilisation par la faune des passages non dédiés afin d'évaluer plus finement la perméabilité des ILT. L'étude vise également à examiner l'influence des caractéristiques structurelles des ouvrages et de la présence humaine sur leur fréquentation par les animaux. Pour cela, des pièges photographiques ont été installés à l'entrée de 13 ouvrages d'art et de 2 ouvertures de clôtures dans la Vallée de la Semois et ses alentours. Les résultats indiquent que les passages non dédiés sont utilisés par la faune, avec 811 traversées enregistrées sur les ouvrages et ouvertures de clôtures entre le 26 mars et le 6 juin 2025, mais avec des fréquences variables selon les espèces et les sites. Douze espèces ont emprunté les ouvrages d'art dont majoritairement des mammifères de taille moyenne, avec le renard (*Vulpes vulpes*) et le blaireau (*Meles meles*) observés le plus fréquemment, mais aussi d'autres espèces comme le chat forestier (*Felis silvestris*). Un test statistique (test du χ^2) met en évidence une dépendance possible entre les caractéristiques structurelles étudiées et la présence d'animaux traversant ces ouvrages. L'influence de la fréquentation piétonne diurne sur les traversées animales diurnes n'a pas pu être confirmée, probablement en raison du faible nombre de données disponibles. Les effets structurels et anthropiques semblent également fortement liés à la localisation des ouvrages dans le paysage, en fonction des habitats et de la densité des espèces, ce qui justifie des analyses complémentaires intégrant le contexte environnemental et les populations voisines. Suite à ces premiers résultats, il semble que les ILT ne constituent pas un obstacle infranchissable pour de nombreuses espèces, ce qui devrait être mieux intégré dans les études de connectivité paysagère futures.

Mots-clé : fragmentation, ILT, faune, pièges photographiques, passages non dédiés, connectivité

Abstract

Linear transport infrastructures (LTI), such as roads and railways, fragment natural habitats and severely disrupt wildlife movements, particularly when fenced. They cause avoidance in certain species confined to increasingly restricted habitats and lead to wildlife-vehicle collisions, ultimately increasing the risk of inbreeding and threatening long-term survival. In Wallonia, one of the densest road and railway networks in Europe has resulted in significant fragmentation of forests and protected areas, thereby endangering the fauna they host. To mitigate these impacts, wildlife crossing structures have been constructed, mainly along motorways, but they remain costly and therefore scarce. In addition, numerous non-dedicated transversal passages intended for agricultural, forestry, pedestrian, or road use are scattered along LTI. Their potential use by wildlife, as well as the actual effectiveness of wildlife fences installed along certain roads, remains poorly studied. The main objective of this study is to analyze the use of non-dedicated passages by wildlife in order to better assess LTI permeability. The study also aims to examine the influence of structural features of the passages and human presence on their use by animals. To this end, camera traps were installed at the entrances of 13 engineering structures and 2 fence openings in the Semois Valley and its surroundings. Results show that non-dedicated passages are used by wildlife, with 811 crossings recorded on the structures and fence openings between March 26 and June 6, 2025, but with frequencies varying across species and sites. Twelve species were observed, mostly medium-sized mammals, with the red fox (*Vulpes vulpes*) and the European badger (*Meles meles*) being the most frequent, alongside others such as the European wildcat (*Felis silvestris*). A chi-square test highlighted a possible dependence between the studied structural characteristics and the presence of animals using these passages. By contrast, the effect of daytime pedestrian activity on diurnal crossings could not be confirmed, likely due to the limited dataset. Structural and anthropogenic effects also appear to be strongly linked to the landscape context, particularly habitat availability and species density, highlighting the need for complementary analyses integrating environmental variables and local populations. These preliminary results suggest that LTI do not represent insurmountable barriers for many species, an aspect that should be better integrated into future landscape connectivity studies.

Keywords : fragmentation, LTI, wildlife, camera traps, non-dedicated passages, connectivity

Liste des figures

Figure 1.1. Processus de fragmentation de l'habitat, où « une vaste étendue d'habitat est transformée en un certain nombre de fragments plus petits, de surface totale réduite, isolés les uns des autres par une matrice d'habitats différents de l'habitat original » (Wilcove et al., 1986). Les zones noires (les taches) représentent l'habitat, et les zones blanches la matrice.....	1
Figure 1.2. Composantes principales du réseau écologique (Bourdouxhe, 2023).....	3
Figure 2.1. Carte de la zone d'étude composée du PNVS et de ses alentours. La zone est fragmentée par des ILT telles que des nationales, autoroutes et lignes ferroviaires. Les 15 sites étudiés sont représentés par type : passage inférieur (PI), passage supérieur (PS) et ouverture de clôtures (OC).....	13
Figure 2.2. Exemples de vues aériennes d'un passage inférieur (site 2) et d'un passage supérieur (site 3).....	15
Figure 2.3. Cartographie des ouvertures de clôtures endommagées repérées lors d'une prospection de terrain sur le tronçon de l'E411 (BK 156,2 à BK 160,3). Les flèches indiquent la position des ouvertures de clôtures suivies par piège photographique.....	18
Figure 2.4. Localisation des 15 points de passage potentiel sélectionnés et leur code de site associé. Le système de codification reprend : [id_site.type_passage.type_ILT.usage_passage].....	19
Figure 2.5. Photos des sites d'étude, classés par types de passages (passages supérieurs/inférieurs, ouvertures de clôtures anti-gibier endommagées).....	22
Figure 2.6. Présentation schématique des 3 types d'orientations des pièges photographiques (a, b et c) par rapport à la trajectoire de déplacement présumée des animaux, représentée par une flèche bleue. Le rectangle gris foncé indique la structure de passage. Le carré noir représente un piège photographique <i>BTC 6HDPX Dark Ops Pro</i> ou <i>BTC-Patriot-FHD</i> . La portée de détection des camera-traps est schématisée par un triangle arqué rouge.....	25
Figure 2.7. Photos des pièges photographiques installés aux sites 15,11 et 10 (de gauche à droite).....	25
Figure 2.8. Exemple de traversée réussie (code site : 10.PS.N.P).....	27
Figure 2.9. Exemples de traversées non réussies (codes sites : 3.PS.A.T et 2.PI.A.F du haut vers le bas).....	28
Figure 2.10. Rythme d'activité humaine sur les sites piétonniers (nombre moyen d'humains par jour).....	29
Figure 2.11. Chronogramme représentant les dates de fonctionnement des caméras sur les sites correspondants. Les dates de relevés des caméras sont représentées en gras.....	30
Figure 2.12. Rythme d'activité moyen des espèces détectées par jour, tous sites confondus.....	31
Figure 2.13. Schéma du calcul de l'effort standardisé, exprimé en nombre de semaines équivalentes (7 nuits de 12h).....	32
Figure 2.14. Distribution des données de traversées moyennes par semaine pour chaque couple espèce-site.....	33
Figure 3.1. Détections nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et type de comportement.....	39
Figure 3.2. Détections diurnes (7-19h) tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et type de comportement.....	40
Figure 3.3. Traversées nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et par type d'ILT franchie.....	41

Figure 3.4. Traversées nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et par type de passage franchi.....	42
Figure 3.5. Traversées nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et par type d'usage des passages.....	43
Figure 3.6. Distribution du taux de traversées nocturnes hebdomadaires par site et par période.....	44
Figure 3.7. Evolution temporelle des traversées nocturnes hebdomadaires au cours des périodes de relevés pour les sites montrant une évolution notable.....	45
Figure 3.8. Dendrogramme résultant du regroupement hiérarchique réalisé via la méthode des liens moyens (UPGMA) sur base de la racine carrée des distances de Bray-Curtis.....	46
Figure 3.9. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 1 et 2 sont représentés, expliquant respectivement 38,6 % et 26,5 % de la variance totale.....	47
Figure 3.10. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 1 et 3 expliquent respectivement 38,6 % et 16,4 % de la variance. Les sites 12 et 13 se chevauchent dans l'espace graphique.....	48

Liste des tableaux

Tableau 2.1. Principales espèces ciblées par l'étude.....	14
Tableau 2.2. Présentation des 15 sites d'étude répartis en 3 types de passages : passages inférieurs (PI), passages supérieurs (PS) et ouvertures dans une clôture (OC). Chaque passage a été mesuré, selon sa longueur (L), largeur (l) et hauteur (H), par rapport au sens de déplacement présumé.....	21
Tableau 2.3. Effort d'échantillonnage spécifique à chaque caméra prenant en compte le mode de fonctionnement (continu ou nocturne uniquement) : effort total et effort nocturne (entre 19h et 7h).....	30
Tableau 3.1. Résumé des séquences d'images de la période d'étude.....	37
Tableau 3.2. Nombre de détections nocturnes enregistrées par espèce et par site, richesse spécifique observée sur base de l'ensemble des détections ou uniquement des traversées (cases bleutées). La part relative des traversées nocturnes de chaque espèce tous sites confondus est également présentée.....	38
Tableau 3.3. Nombre moyen de traversées nocturnes par semaine (entre 19h et 7h) selon les espèces et les ouvrages de franchissement (ID site).....	45
Tableau 3.4. Groupes identifiés sur base du dendrogramme présentant les sites associés via la méthode à liens moyens (UPGMA).....	46
Tableau 3.5. Valeurs observées et attendues de présence ou d'absence de traversées nocturnes (toutes espèces confondues), par tranches horaires de 30 minutes, selon le type de passage.....	49
Tableau 3.6. Valeurs observées et attendues de présence ou d'absence de traversées nocturnes (toutes espèces confondues), par tranches horaires de 30 minutes, selon le type d'ILT franchie.....	49
Tableau 3.7. Valeurs observées et attendues de présence ou d'absence de traversées nocturnes (toutes espèces confondues), par tranches horaires de 30 minutes, selon l'usage du passage.....	49
Tableau 3.8. Résultats : tests du χ^2 entre la variable de présence et les variables structurelles.....	49
Tableau 3.9. Valeurs observées et attendues de présence de traversées nocturnes (par tranches horaires de 30 minutes, toutes espèces confondues) selon la combinaison <i>type de passage</i> \times <i>usage du passage</i>	50
Tableau 3.10. Valeurs observées et attendues de traversées nocturnes (par tranches horaires de 30 minutes, toutes espèces confondues) selon la combinaison <i>type de passage</i> \times <i>type d'ILT franchie</i>	50
Tableau 3.11. Résultats des tests du χ^2 entre paires de variables structurelles (présences uniquement).....	50
Tableau 3.12. Tableau de contingence 2 \times 2 du nombre de jours de présences/absences humaines et animales en journée (7h–19h).....	51
Tableau 3.13. Indicateur de la densité d'ongulés (nombre de tirs/1000ha de forêt), nombre total de détections nocturnes et nombre moyen de détections par heure pour chaque ouvrage de franchissement.....	52

Liste des annexes

Annexe 1. Procédures administratives : autorisations de suivi des points de passage sélectionnés.....	76
Annexe 2. Carte situant le passage à faune supérieur de Habay, aux alentours des sites étudiés.....	77
Annexe 3. Caractérisation de l'occupation du sol autour des sites étudiés à partir de la cartographie « LifeWatch-Ecotopes-Série » (FWB, 2023). Les trois classes d'occupation majoritaires sont indiquées en pourcentage de surface dans un rayon de 250, 500 et 1000 mètres.....	78
Annexe 4. Carte avec les périmètres des conseils cynégétiques et les sites étudiés.....	80
Annexe 5. Indicateurs de densités de gibier : nombre de tirs estimés pour 1000 ha de forêt pour les chevreuils et sanglier, et nombre de tirs basés sur un plan de tirs pour le cerf (SPW-ARNE-DNF).....	81
Annexe 6. Panneau informatif.....	83
Annexe 7. Horaires de fonctionnement programmés pour les pièges photographiques en tenant compte du flux routier.....	84
Annexe 8. Processus de pré-traitement des images.....	85
Annexe 9. Traversées totales selon l'heure de la journée pour les espèces détectées pendant la période diurne (7h-19h).....	86
Annexe 10. Photos des 8 espèces principalement rencontrées.....	87
Annexe 11. Traversées diurnes tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et par type d'ILT franchie.....	88
Annexe 12. Traversées diurnes tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et par type de passage franchi.....	88
Annexe 13. Traversées diurnes tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et par type d'usage des passages.....	89
Annexe 14. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 2 et 3 expliquent respectivement 26,5 % et 16,4 % de la variance.....	90
Annexe 15. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 3 et 4 expliquent respectivement 16,4 % et 8,1 % de la variance.....	90
Annexe 16. Résultats de la corrélation entre l'indicateur de densité (<i>Cervus elaphus</i> , <i>Capreolus capreolus</i> , <i>Sus scrofa</i>) et le nombre moyen de détections nocturnes.....	91

Liste des abréviations

- ILT : infrastructure linéaire de transport
- CFV : collisions faune-véhicule
- IA : intelligence artificielle
- PNVS : Parc national de la Vallée de la Semois
- RGPD : Règlement Général sur la Protection des Données

Table des matières

1.	Introduction	1
1.1.	Etat de l'art	1
1.1.1.	Fragmentation des habitats.....	1
1.1.2.	Connectivité du paysage.....	3
1.1.3.	Impacts écologiques des infrastructures linéaires de transport (ILT).....	4
1.1.4.	Effet barrière.....	6
1.1.5.	Collisions entre la faune, les véhicules et les trains (CFV).....	6
1.1.6.	Atténuation de la fragmentation et des collisions dues aux ILT	7
1.1.7.	Passages potentiels pour la faune : les structures transversales	9
1.1.8.	Fragmentation paysagère et mesures d'atténuation en Wallonie	10
1.2.	Contexte de l'étude.....	11
1.3.	Objectifs et hypothèses.....	12
2.	Matériel et méthode.....	13
2.1.	Zone d'étude.....	13
2.2.	Espèces ciblées	14
2.3.	Sites d'étude	14
2.3.1.	Sélection des points de passage potentiel.....	14
2.3.2.	Présentation des points de passage potentiel sélectionnés	19
2.3.3.	Densités fauniques.....	23
2.3.4.	Sensibilisation des habitants.....	23
2.4.	Méthode de suivi	23
2.4.1.	Matériel de surveillance	24
2.4.2.	Installation du matériel.....	24
2.4.3.	Configuration des pièges photographiques	26
2.4.4.	Collecte des données	26
2.5.	Traitemennt des images.....	26
2.5.1.	Pré-traitement : respect du RGPD	26
2.5.2.	Annotation et identification des espèces et de leur comportement	26
2.6.	Fréquentation anthropique des passages	28
2.7.	Echantillonnage : représentativité des résultats des caméras	29
2.8.	Filtrage temporel des données et standardisation.....	31
2.9.	Analyses statistiques : étude de l'utilisation des ouvrages de franchissement.....	33

2.9.1.	Composition spécifique et fréquence des traversées par site	33
2.9.2.	Effets des caractéristiques structurelles sur les traversées	34
2.9.3.	Effets de la présence humaine sur la présence animale en journée.....	36
2.9.4.	Corrélation entre densités d'ongulés et détections	36
3.	Résultats	37
3.1.	Jeu de données : images collectées.....	37
3.2.	Etude de l'utilisation des ouvrages de franchissement.....	37
3.2.1.	Richesse spécifique des sites : détections totales et traversées	37
3.2.2.	Comportements par espèce : franchissements et non-franchissements.....	39
3.2.3.	Types d'infrastructures linéaires de transport (ILT) franchies par espèce	41
3.2.4.	Types de passages franchis par espèce	42
3.2.5.	Usages des passages franchis par espèce	43
3.2.6.	Variabilité temporelle des traversées nocturnes par site.....	44
3.2.7.	Analyse des communautés : composition spécifique et fréquences de traversée par site	45
3.2.8.	Effets des caractéristiques structurelles sur les traversées	48
3.2.9.	Effets de la présence humaine sur la présence animale en journée.....	51
3.2.1.	Corrélation entre densités estimées d'ongulés et détections	51
3.3.	Etude de l'utilisation des ouvertures de clôtures.....	52
4.	Discussion	54
4.1.	Utilisation des ouvrages de franchissement par la faune	54
4.2.	Influence des caractéristiques structurelles sur l'utilisation des ouvrages d'art par la faune	55
4.3.	Influence de la présence humaine sur l'utilisation diurne des passages piétonniers	58
4.4.	Utilisation des ouvertures de clôtures par la faune	58
4.5.	Limites.....	59
5.	Conclusion.....	61
6.	Perspectives	62
7.	Contribution personnelle	63
8.	Bibliographie.....	64
9.	Annexes	76

1. Introduction

La biodiversité est aujourd’hui confrontée à de multiples menaces dont la principale, reconnue à l’échelle mondiale, est le changement d’utilisation des terres et des mers, suivi par l’exploitation directe des organismes, le changement climatique, la pollution et l’invasion par des espèces exotiques envahissantes (IPBES, 2019). Parmi ces menaces, les changements d’occupation du sol entraînent une réduction et un isolement des habitats d’espèces, un processus connu sous le nom de fragmentation. La perte d’habitat réduit la disponibilité en ressources alimentaires et reproductives, ce qui peut provoquer des extinctions locales, une baisse de la richesse spécifique et une plus grande vulnérabilité face aux perturbations. L’isolement limite les déplacements, notamment la dispersion, ce qui entrave les échanges génétiques et la recolonisation, tout en augmentant le risque de mortalité lors des traversées de milieux hostiles. Il en résulte une hausse de la consanguinité et de la dérive génétique (Didham, 2010; Fahrig, 2003; Mullu, 2016). Les infrastructures linéaires de transport (ILT) sont une des causes majeures de fragmentation des habitats. Cette problématique constitue le cœur du présent travail qui vise à quantifier et analyser les franchissements de ces infrastructures par la faune afin d’orienter les stratégies de conservation, d’optimiser l’aménagement du territoire et de préserver la connectivité écologique indispensable à la survie de nombreuses espèces.

1.1. Etat de l’art

1.1.1. Fragmentation des habitats

A. Définition de la fragmentation

La fragmentation est un processus complexe qui combine deux dynamiques étroitement liées : la réduction de la taille des habitats d’espèces et leur morcellement spatial (Didham, 2010; Fahrig, 2003) (**Figure 1.1**). Les fragments ainsi créés sont plus petits, plus isolés et insérés dans une matrice généralement différente de l’habitat d’origine sur les plans de la composition et de la structure (Iuell et al., 2003; Mullu, 2016). Dans l’analyse paysagère, cette organisation spatiale est décrite par des taches, entités fonctionnelles homogènes (Forman & Godron, 1986), au sein d’une matrice, type de tache dominant et le moins fragmenté (Iorgulescu & Schlaepfer, 2002).

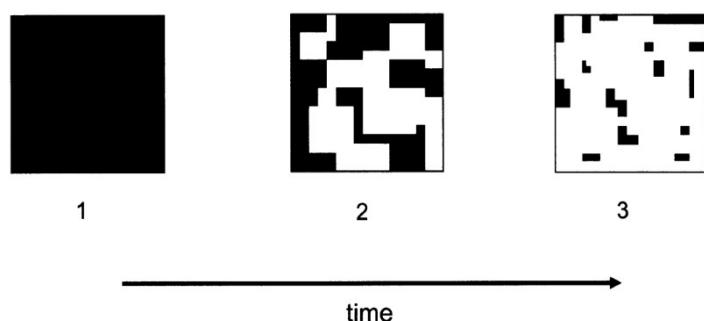


Figure 1.1. Processus de fragmentation de l’habitat, où « une vaste étendue d’habitat est transformée en un certain nombre de fragments plus petits, de surface totale réduite, isolés les uns des autres par une matrice d’habitats différents de l’habitat original » (Wilcove et al., 1986). Les zones noires (les taches) représentent l’habitat, et les zones blanches la matrice.

B. Causes de la fragmentation

À grande échelle, la fragmentation résulte principalement des activités humaines, notamment l'agriculture, l'exploitation forestière, l'urbanisation, l'exploitation minière, le développement industriel et la construction de réseaux de transport (Mullu, 2016; Scanes, 2018). La conversion des terres à des fins agricoles représente à elle seule près de 70 % de la déforestation mondiale, suivie par l'exploitation forestière intensive (Scanes, 2018).

Parmi ces causes, les infrastructures linéaires de transport (ILT), définies comme des « installations fixes destinées au transport de voyageurs ou de marchandises, de longue distance et de proximité » (CGDD¹), jouent un rôle majeur. Elles contribuent à la destruction et à la dégradation directe des habitats (Cerema, 2021; R. T. T. Forman & Alexander, 1998) et agissent comme des obstacles entre les fragments résiduels (Iuell et al., 2003; Laurance et al., 2014).

Au cours des dernières décennies, ces infrastructures se sont multipliées avec une augmentation constante du trafic (Frair et al., 2008). Les routes couvrent aujourd’hui 21,6 millions de kilomètres (Meijer et al., 2018), soit 20 % des terres émergées (Ibisch et al., 2016).

C. Effets de la fragmentation

La fragmentation limite les déplacements des espèces et les échanges entre populations, compromettant ainsi leur viabilité à long terme (Didham, 2010; Fahrig, 2003; Mullu, 2016).

L'ampleur des effets dépend de l'échelle spatiale et temporelle considérée, de la capacité de dispersion, des domaines vitaux, de la durée de génération des espèces, ainsi que de la perméabilité de la matrice environnante (Cosgrove et al., 2018).

Deux théories principales permettent de conceptualiser les impacts de la fragmentation : celle de la biogéographie insulaire, qui explique la richesse spécifique des fragments d'habitat en fonction de leur taille et de leur isolement, et celle de la dynamique des métapopulations, qui met l'accent sur les processus de colonisation et d'extinction au sein d'un réseau de populations connectées par des échanges dispersifs (Mullu, 2016).

D. Stratégies face à la fragmentation

Pour faire face à la fragmentation des habitats, le concept de réseau écologique est une stratégie d'aménagement du territoire qui vise à garantir la survie à long terme des espèces en réservant des espaces qui répondent à leurs exigences vitales, tout en assurant leur connectivité. En Wallonie, le réseau écologique fonctionnel est décliné en différentes trames écologiques, chacune correspondant à un contexte écologique particulier et à des occupations du sol spécifiques (Dufrêne, 2023).

¹ CGDD : Commissariat général au développement durable.

Bien que le concept de réseau écologique possède de nombreuses interprétations et variations locales, 3 composantes principales et récurrentes peuvent être identifiées (**Figure 1.2**) (Bourdouxhe, 2023) :

- les zones cœur (core areas) sont dédiées à la préservation de la biodiversité et à la conservation des milieux naturels. Elles assurent la protection d'espèces cibles ou d'écosystèmes remarquables, et remplissent une fonction essentielle de refuge et de réservoirs d'espèces au sein du réseau ;
- les corridors écologiques (corridors) ont pour objectif de renforcer la connectivité entre les zones cœur, afin de soutenir les dynamiques de population et le bon fonctionnement des écosystèmes. Ces liaisons ne sont pas toujours linéaires et peuvent adopter des formes variées, comme des « pas japonais » (stepping stones) constitués de petits habitats relais ;
- les zones tampons (buffer zones), situées en périphérie du réseau, contribuent à sa protection en limitant les pressions extérieures, telles que les pollutions.

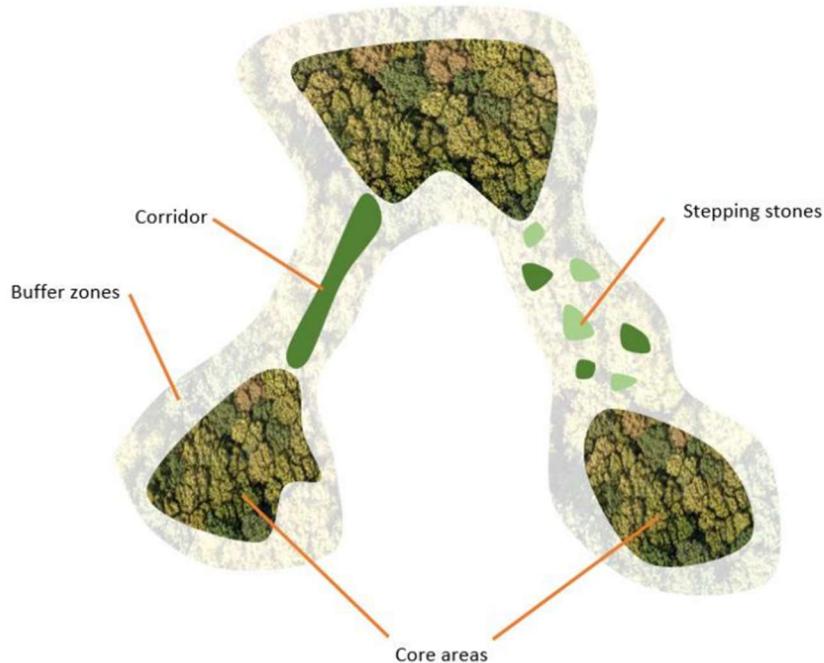


Figure 1.2. Composantes principales du réseau écologique (Bourdouxhe, 2023).

1.1.2. Connectivité du paysage

A. Définition – notion de connectivité structurelle et fonctionnelle

La connectivité paysagère désigne la mesure dans laquelle le paysage permet ou limite les déplacements des animaux entre différentes zones de ressources (Taylor et al., 1993). Elle englobe deux dimensions : la connectivité structurelle, qui décrit les relations physiques entre les habitats, et la connectivité fonctionnelle, qui dépend de la manière dont les organismes perçoivent et utilisent la structure du paysage pour se déplacer, en fonction de leurs

comportements et de la nature de la matrice environnante (Taylor et al., 2006). Une connectivité paysagère élevée reflète l'existence de liens entre fragments d'habitat isolés, ce qui augmente la probabilité de maintien de populations viables (J. H. Brown & Kodric-Brown, 1977; Haddad, 1999).

B. Réduction de la connectivité paysagère : l'exemple des routes

Les routes constituent un facteur bien documenté de réduction de la connectivité paysagère (Coffin, 2007; de Rivera et al., 2022). Les autoroutes et routes principales représentent un obstacle majeur au déplacement de nombreuses espèces, notamment les mammifères (Gurrutxaga et al., 2011), et sont considérées comme l'élément le plus fragmentant des massifs forestiers, affectant particulièrement des espèces sensibles comme le chat forestier (Bourdouxhe, 2023). L'ampleur de cet impact dépend toutefois des espèces, de la densité du réseau routier et du type d'habitat concerné (de Rivera et al., 2022).

C. Modélisation du déplacement des animaux

L'analyse de la connectivité paysagère constitue un outil essentiel pour identifier les zones où ces continuités sont rompues et où la création d'un ouvrage de franchissement est justifiée (Cerema, 2021).

Cette analyse repose notamment sur la modélisation des déplacements des animaux, en attribuant à chaque type d'occupation du sol une valeur de résistance spécifique à l'espèce étudiée. Ces valeurs traduisent le coût de déplacement qu'un individu est prêt à supporter pour traverser un type de milieu donné (Cerema, 2021). Les autoroutes, en raison de leur trafic élevé et de la présence fréquente de clôtures anti-gibier, se voient ainsi attribuer les valeurs de résistance les plus fortes (Girardet et al., 2016; Gurrutxaga et al., 2011). Les modèles existants de connectivité fonctionnelle ne tiennent pas compte de l'efficacité réelle des clôtures, ni de la présence et de l'abondance des ouvrages transversaux non dédiés à la faune le long des ILT (Gurrutxaga et al., 2011), en raison d'un manque de connaissances sur leur utilisation effective par la faune.

1.1.3. Impacts écologiques des infrastructures linéaires de transport (ILT)

A. Les impacts directs

Les ILT engendrent une multitude d'impacts directs sur les écosystèmes, affectant à la fois les composantes abiotiques et biotiques (Coffin, 2007).

Elles perturbent ainsi fortement les composantes abiotiques en modifiant l'hydrologie, en favorisant la pollution, l'accumulation de polluants, l'érosion et la compaction des sols (Coffin, 2007; Trombulak & Frissell, 2000). Elles génèrent également du bruit, des vibrations, de la lumière artificielle et des poussières, altérant les conditions physiques et chimiques de l'environnement (Coffin, 2007; Kurze, 1996; Mallard, 2014).

Les ILT ont également un impact majeur sur les composantes biotiques des écosystèmes, résultant notamment des altérations abiotiques qu'elles génèrent (Coffin, 2007). L'un des effets directs les plus marquants est la mortalité par collision, qui peut constituer une barrière au flux génétique pour certaines espèces (R. Forman et al., 2003; Jackson & Fahrig, 2011). Les

infrastructures ferroviaires peuvent également entraîner d'autres formes de mortalité spécifiques comme l'électrocution, le piégeage sur les rails ou les chocs avec des câbles aériens (Dorsey et al., 2015).

B. Les impacts indirects

Au-delà de ces impacts directs, les ILT contribuent indirectement à la fragmentation des populations et à la modification des comportements. Leur structure physique, associée au trafic qu'elles génèrent, fragmente les habitats et limite les déplacements de la faune, créant un effet barrière (Coffin, 2007). Certaines espèces adoptent des comportements d'évitement, qu'ils soient spatiaux ou temporels (C. L. Brown et al., 2012; Coffin, 2007; Geneletti, 2003). Par exemple, de nombreuses espèces privilégient les traversées nocturnes, lorsque le trafic est moins dense (Meisingset et al., 2013; Tigas et al., 2002). Les modifications comportementales peuvent se manifester à travers cinq mécanismes : la modification du domaine vital, l'altération des schémas de déplacement, la baisse du succès reproducteur, la modification de la réaction de fuite et la dégradation de l'état physiologique (Trombulak & Frissell, 2000). Ces altérations peuvent concerner des animaux vivant à proximité des ILT (Banks et al., 2007), et s'observer également jusqu'à plusieurs kilomètres de l'infrastructure (Cassirer et al., 1992; Gibeau et al., 2002; Karlson et al., 2017; Moen et al., 2012; Rogala et al., 2011) s'expliquant notamment par l'effet de lisière qui peut s'étendre sur plusieurs mètres de chaque côté de l'ILT (R. Forman et al., 2003; R. T. T. Forman & Alexander, 1998).

Les ILT et leurs abords peuvent aussi agir comme de véritables pièges écologiques, en attirant la faune par la présence de fourrage, de carcasses issues de collisions, de marchandises tombées ou encore de polluants comme le sel, ce qui accroît sa vulnérabilité au risque d'accident (Planillo et al., 2018; Seiler & Helldin, 2006; Trombulak & Frissell, 2000). Au contraire, certaines espèces peuvent tirer parti des ILT. Les accotements peuvent constituer de nouveaux habitats pour divers insectes et petits mammifères (Ascensão et al., 2012), ou encore offrir un refuge contre la prédation (Seiler & Helldin, 2006).

Les routes favorisent également l'établissement d'espèces exotiques envahissantes, en altérant les conditions environnementales et en affaiblissant les espèces indigènes, tout en facilitant la dispersion de ces espèces par des vecteurs humains ou fauniques (Gelbard & Belnap, 2003; Pauchard & Alaback, 2004; Trombulak & Frissell, 2000). Elles avantageant également les espèces généralistes, plus tolérantes aux perturbations (Coffin, 2007).

En outre, les routes peuvent servir de corridors de déplacement pour certains grands prédateurs, comme le loup (*Canis lupus*) ou le renard (*Vulpes vulpes*) (Coffin, 2007; R. Forman et al., 2003).

En définitive, bien que certaines espèces puissent tirer parti des ILT, leurs effets demeurent globalement défavorables pour la faune sauvage (Rytwinski & Fahrig, 2013).

C. « Road ecology »

L'étude de l'interaction des organismes et de l'environnement avec la route, les véhicules et les installations connexes, a donné naissance à un domaine de recherche scientifique, nommé **Road ecology** (R. Forman et al., 2003). L'*écologie ferroviaire* n'est pas encore reconnue comme discipline à part entière, en raison d'un réseau ferroviaire moins étendu. Néanmoins, le rail

constituant également une infrastructure linéaire de transport (ILT), les principes écologiques sous-jacents restent comparables (Mallard, 2014).

1.1.4. Effet barrière

Parmi les conséquences négatives les plus remarquables des infrastructures linéaires de transport sur la faune, l'effet barrière constitue un mécanisme central de fragmentation écologique, en limitant fortement les déplacements des individus et les échanges entre populations (Coffin, 2007). Cet effet s'explique par la mortalité liée aux tentatives de traversée et par les comportements d'évitement (R. Forman et al., 2003; Jaeger et al., 2005). Son intensité varie selon les espèces, les types de milieux traversés, ainsi que selon les caractéristiques propres à l'ILT telles que ses dimensions, le type de revêtement, la présence éventuelle de clôtures et le volume de trafic associé (Cerema, 2021; Coffin, 2007). Les espèces les plus vulnérables sont celles qui migrent ou parcouruent de longues distances, se reproduisent à faible fréquence, changent d'habitat au cours de leur cycle de vie, ou évitent activement la surface des routes ainsi que les perturbations liées au trafic, telles que le bruit, la lumière ou les odeurs (Jaeger et al., 2005; Pope et al., 2000; Seidler et al., 2015). Ainsi, par exemple, avec leur faible taux de reproduction et de leur forte mobilité, les grands mammifères sont particulièrement sensibles à l'effet barrière (Rytwinski & Fahrig, 2012). Frantz et al. (2012) ont montré que les autoroutes entraînent significativement les déplacements et le flux génétique du cerf élaphhe (*Cervus elaphus*), mais pas ceux du sanglier (*Sus scrofa*). Les grands carnivores, plus spécifiquement, caractérisés par de vastes domaines vitaux et de faibles densités, présentent un risque accru d'extinction face aux ILT (Grilo et al., 2015). Les amphibiens et les reptiles figurent parmi les principales victimes des routes en raison de leurs capacités comportementales limitées et leurs déplacements lents, notamment les anoures, qui entreprennent des migrations massives au printemps (Beebee, 2013; Rytwinski & Fahrig, 2012). La plupart des obstacles ne bloquent pas totalement les déplacements des animaux, mais en réduisent fortement la fréquence (Mader, 1984; Merriam et al., 1989). Les routes à plus de 10 000 véhicules/jour constituent des barrières infranchissables pour la plupart des espèces (Seiler & Bhardwaj, 2020). Plus perméables, les infrastructures ferroviaires contribuent toutefois aussi à la fragmentation des habitats (Barrientos & Borda de Agua, 2017; Seiler & Helldin, 2006).

1.1.5. Collisions entre la faune, les véhicules et les trains (CFV)

Les collisions faune-véhicules (CFV) concernent quasiment toutes les espèces terrestres (Trombulak & Frissell, 2000). Elles se produisent car les ILT traversent les domaines vitaux des espèces, les trajectoires de migrations et qu'elles constituent des pièges écologiques, attirant certaines espèces près du trafic (Coffin, 2007; Hels & Buchwald, 2001). En Europe, les CFV ont augmenté ces dernières années suite à la densification des ongulés et à la multiplication des ILT (Burbaitė & Csányi, 2010; SáAEZ-ROYUELA & Tellería, 1986). Selon Van der Grift (1999), les collisions entre la faune et les trains seraient aussi fréquentes, voire plus, que celles avec les voitures.

Les CFV varient selon l'espèce, le moment de la journée, la saison, les caractéristiques de l'ILT, l'intensité du trafic et l'environnement adjacent (Lodé, 2009; Mallard, 2014). Les espèces à grands domaines vitaux, comme le loup, le renard et le cerf élaphhe, sont particulièrement

exposées (Seiler & Bhardwaj, 2020), et ces collisions comptent parmi les principales menaces pour de nombreuses espèces rares ou menacées (Glista et al., 2009; Jaarsma et al., 2006). Elles sont plus fréquentes la nuit, avec des pics au crépuscule et à l'aube, et des variations saisonnières liées à la reproduction, la dispersion et la chasse (Haigh, 2012; Morelle et al., 2013). Leur occurrence augmente avec l'intensité du trafic routier ou ferroviaire (Kušta et al., 2014) et dépend aussi de facteurs comme la visibilité, la configuration des ILT et l'habitat voisin ; par exemple, le chevreuil est plus souvent victime en zone agricole .

Les données sur les collisions restent largement incomplètes, une grande part n'étant pas signalée malgré les méthodes de collecte existantes (Pagany, 2020). En Europe, on estime que 10 à 100 millions de mammifères et d'oiseaux sont tués chaque année sur les routes (LIFE SAFE-CROSSING, 2023). Le projet flamand de science citoyenne *Dieren onder de wielen*, a permis néanmoins de constituer une importante base de données (Waetjen & Shilling, 2017). Les données impliquant les trains sont peu nombreuses, malgré leur rôle significatif dans la mortalité de la faune (Dorsey et al., 2015; Kušta et al., 2014).

1.1.6. Atténuation de la fragmentation et des collisions dues aux ILT

A. Les passages à faune dédiés

Pour réduire les collisions faune-véhicules (CFV) et améliorer la perméabilité des ILT, des passages à faune peuvent être construits afin de restaurer les déplacements et les flux génétiques (Clevenger et al., 2001; Karlson et al., 2017). Ils doivent être accompagnés de clôtures d'exclusion le long des ILT pour canaliser les animaux (Huijser et al., 2016), faute de quoi certains continuent à traverser au niveau de l'ILT (Dodd et al., 2007). Ces ouvrages sont considérés comme les plus efficaces pour limiter les CFV, avec une réduction pouvant atteindre 80 % pour les ongulés (Clevenger et al., 2001; Huijser et al., 2008; Iuell et al., 2003). Il est parfois préférable de construire plusieurs petits passages plutôt qu'un seul grand (Cerema, 2021). Apparues dans les années 1970 (Reed et al., 1975), ces infrastructures sont aujourd'hui répandues dans le monde (Myslajek et al., 2020).

La localisation de ces passages constitue le principal facteur conditionnant leur fonctionnalité (Clevenger & Waltho, 2000). Lorsque l'activité humaine est faible sur les passages à faune, ce sont les caractéristiques structurelles qui influencent le plus leur efficacité (Clevenger & Waltho, 2005). D'autres composantes influencent le nombre de traversées comme le nombre d'années depuis la création du passage à faune et le volume du trafic routier l'intersectant (Barrueto et al., 2014). En effet, les espèces ont besoin d'un temps d'adaptation, notamment lié à l'installation de la végétation (Myslajek et al., 2020).

L'efficacité des passages à faune pour la réduction de l'effet barrière n'est généralement pas évaluée à posteriori, ou les rares évaluations se sont limitées à vérifier leur utilisation par les espèces ciblées (Mata et al., 2005).

Leur coût élevé influence le choix des mesures d'atténuation (Glista et al., 2009) et explique qu'elles ne soient pas installées partout où un franchissement serait nécessaire (Bhardwaj et al., 2020).

B. Les structures de franchissement polyvalentes humain-faune

Certaines structures mixtes sont conçues pour être utilisées à la fois par les humains et la faune (Warnock-Juteau et al., 2022). Leur principal avantage est leur rentabilité, puisqu'elles évitent la construction de deux ouvrages distincts. Toutefois, l'intégration d'une route, d'une piste cyclable ou d'un chemin forestier à un passage à faune n'est possible qu'en cas de trafic modéré (Iuell et al., 2003), les perturbations humaines dissuadant certaines espèces (Grilo et al., 2008; Rodriguez et al., 1997). La co-utilisation est possible pour les espèces nocturnes, les activités humaines ayant lieu surtout le jour (van der Ree & van der Grift, 2015). Elle concerne principalement les petits et moyens mammifères lorsque la largeur est suffisante et qu'un écran sépare les circulations humaine et animale (van der Ree & van der Grift, 2015), mais les résultats restent contrastés (Grilo et al., 2008). Les grands mammifères sont plus réticents (Clevenger & Waltho, 2000), et les ongulés tolèrent davantage les véhicules que les piétons, probablement en raison d'un temps d'exposition plus court (Anomaa, 2022). Les grands carnivores restent sensibles à l'ensemble des perturbations (Barrueto et al., 2014). Certaines espèces s'habituent à la circulation routière, mais pas à la présence piétonne (Barrueto et al., 2014), et la tolérance au bruit ou à la présence humaine varie fortement selon l'espèce (Warnock-Juteau et al., 2022). Ces ouvrages contribuent donc à limiter la fragmentation, mais ne conviennent pas à toutes les espèces (Grilo et al., 2008; Rodriguez et al., 1996).

C. Les solutions techniques innovantes

D'autres solutions innovantes et efficaces visent à réduire les CFV (LIFE SAFE-CROSSING, 2025) :

- Les systèmes de prévention des CFV. Ils consistent en la présence de capteurs aux abords des routes qui détectent l'approche des animaux sauvages, lancent un signal d'alerte lumineux indiquant aux conducteurs de ralentir, un radar mesure la vitesse des voitures et si elles n'ont pas ralenti, cela active un dispositif d'effarouchement acoustique faisant fuir les animaux ;
- Les clôtures virtuelles. Ce sont des dispositifs placés en bord de routes qui détectent les phares des voitures et lancent des signaux lumineux et sonores pour faire peur aux animaux ;
- Les panneaux routiers conçus pour être plus efficaces sur la vigilance des automobilistes que les panneaux dits classiques grâce à l'étude des réactions humaines face à ces panneaux ;

Sur les voies ferrées, des effaroucheurs acoustiques ont également montré leur efficacité (BBC, 2018; Seiler & Olsson, 2017).

Ces solutions ont comme avantage de maintenir la libre circulation des individus en l'absence de trafic.

1.1.7. Passages potentiels pour la faune : les structures transversales

Les clôtures le long des routes à fort trafic créent un effet d’entonnoir pour les vertébrés moyens à grands, les incitant à emprunter des structures transversales telles que passerelles, ponts, tunnels ou ponceaux de drainage pour franchir les ILT (Ascensão & Mira, 2007; Mata et al., 2005). Ces ouvrages sélectionnent toutefois les espèces : par exemple, les passages trop étroits sont inaccessibles aux grands mammifères (Mata et al., 2008). Plus nombreux que les passages dédiés, leur utilisation par la faune reste peu étudiée et concerne surtout des ouvrages peu fréquentés par l’homme, à usage agricole, forestier, piétonnier ou liés à l’écoulement de l’eau (Asari et al., 2020; Bhardwaj et al., 2020; Knufinke et al., 2019).

Ces infrastructures jouent vraisemblablement un rôle complémentaire important par rapport aux passages à faune, et leur contribution à la réduction de l’effet barrière est probablement sous-estimée (Mata et al., 2005). La combinaison de plusieurs petits passages peut renforcer davantage la connectivité qu’un unique grand passage (Cerema, 2021; Karlson et al., 2017).

Plusieurs types d’ouvrages d’origine anthropique peuvent ainsi remplir cette fonction, notamment :

- Les passages souterrains ferroviaires : ces structures semblent prometteuses pour le passage des mammifères, avec des taux élevés de traversées observés pour plusieurs espèces (Warnock-Juteau et al., 2022). Par exemple, Rodriguez et al. (1997) ont montré que la circulation des trains n’entrave pas significativement leur utilisation par des espèces telles que le chat forestier (*Felis silvestris*) et le renard (*Vulpes vulpes*).
- Les passages souterrains routiers : certains tunnels sont empruntés par des espèces comme le chevreuil (*Capreolus capreolus*) pour franchir les autoroutes (Bhardwaj et al., 2020).
- Les ponceaux de drainage : ces structures sont principalement utilisées par des mammifères de petite à moyenne taille (Clevenger et al., 2001; Mata et al., 2008; Tison, 2025).
- Les passages supérieurs asphaltés ou gravillonnés : ces ouvrages peuvent être utilisés par des mammifères de taille moyenne à grande. Certaines espèces les utilisent avec une fréquence comparable à celle observée pour les ouvrages spécifiquement conçus pour la faune (Asari et al., 2020). De plus, ces passages semblent mieux adaptés aux grands mammifères, comme les élans (*Alces alces*) ou les chevreuils, que les passages inférieurs (Håkansson, 2020).

De nombreux facteurs influencent la capacité des espèces à utiliser ces structures non dédiées. Leur efficacité dépend surtout de leur emplacement, notamment à proximité d’habitats favorables et entourés de végétation, qui procure un sentiment de sécurité (Cain et al., 2003; Clevenger et al., 2001; Rodriguez et al., 1996, 1997). La présence de substrats naturels accroît également leur attractivité (Yanes et al., 1995). Les passages reliant un milieu ouvert à un couvert forestier dense sont particulièrement utilisés par les ongulés, qui effectuent

quotidiennement des allers-retours entre zones boisées (repos et refuge) et milieux ouverts (alimentation) à l'aube et au crépuscule (Bhardwaj et al., 2020).

Les dimensions et le type d'ouvrage, sont déterminants (Clevenger et al., 2001; Mata et al., 2008; Yanes et al., 1995) : un rapport d'ouverture élevé, concernant les passages relativement courts, larges et hauts, favorise l'utilisation par les grands mammifères comme les cervidés, les loups et les ours (Clevenger & Waltho, 2005; Bhardwaj et al., 2020), tandis que les plus petites structures conviennent mieux aux espèces de petite ou moyenne taille (Mata et al., 2005). Les ongulés privilégient probablement les passages souterrains de grande taille, leur morphologie et leur vigilance face aux prédateurs les rendant plus enclins à utiliser des espaces ouverts perçus comme moins risqués (Bhardwaj et al., 2020).

Pour les ponceaux de drainage, le volume de trafic, le bruit et la largeur de la route influencent davantage l'efficacité que leurs caractéristiques propres (Clevenger et al., 2001; Rodriguez et al., 1996; Yanes et al., 1995). Une faible fréquentation par les prédateurs augmente aussi la probabilité de traversée des petits mammifères (Clevenger et al., 2001).

Enfin, les perturbations humaines permanentes, à proximité, limitent fortement leur utilisation (Rodriguez et al., 1996).

En résumé, bien que non conçues pour la faune, ces structures peuvent contribuer à la perméabilité des ILT, et leur efficacité peut être optimisée par des aménagements adaptés.

1.1.8. Fragmentation paysagère et mesures d'atténuation en Wallonie

En Wallonie, dans le sud de la Belgique, la densité des infrastructures de transport est particulièrement élevée : le réseau routier atteint 4,8 km par km², soit quatre fois la moyenne européenne, et le réseau ferroviaire est près de deux fois plus dense avec 0,098 km de lignes par km² (SPW, 2022). Cette concentration accentue la fragmentation : les zones continues sans grandes infrastructures n'atteignent que 20 km² contre 130 km² en moyenne dans l'UE (Iuell et al., 2003). Les forêts couvrent environ un tiers du territoire wallon, leur connectivité étant fortement réduite par la présence d'ILT.

Outre la perte de connectivité, les ILT sont à l'origine de collisions faune-véhicules. Entre 2003 et 2011, la police a recensé 3 965 collisions avec des animaux de plus de 30 kg, dont 78 % d'espèces sauvages, ne comptabilisant que les accidents ayant causé des dégâts matériels ou corporels (Morelle et al., 2013). Bien qu'elles ne représentent que 14,6 % du réseau routier, les autoroutes et routes nationales concentrent plus de la moitié de ces collisions, en raison d'un trafic particulièrement dense (Morelle et al., 2013; SPW, 2012).

Pour réduire ces impacts, une trentaine de passages à faune ont été construits en Wallonie, dont huit passages supérieurs (BDOA²), mais leur nombre reste limité et leur efficacité n'a pas été évaluée.

² BDOA : Banque de données des ouvrages d'art, disponible via la couche cartographique « Ouvrages d'art régionaux gérés par le SPW » sur le Géoportail de la Wallonie (<https://geoportail.wallonie.be/catalogue/c34743fa-7c50-4bfe-b587-e1253ff68eae.html>).

1.2. Contexte de l'étude

Cette étude s'inscrit dans la continuité d'un travail de modélisation du réseau d'habitat potentiel du lynx boréal (*Lynx lynx*), réalisé à l'échelle de la Wallonie et des régions limitrophes. Cette modélisation a mis en évidence l'impact majeur de la fragmentation des zones forestières notamment celle induite par les infrastructures linéaires de transport (ILT). Le lynx, en raison de ses vastes domaines vitaux et de ses faibles densités, est particulièrement vulnérable à la fragmentation de l'habitat (Drouilly, 2019), de même que de nombreuses autres espèces forestières.

La vallée de la Semois, située au cœur du Parc national, est composée de grands massifs forestiers traversés par des ILT. Elle constitue l'un des secteurs les plus favorables au retour du lynx en Belgique, en raison de la qualité de son environnement. Un lynx mâle y a d'ailleurs été détecté en 2020 grâce à un piège photographique (Favre-Félix & Maris, 2024). Dans ce contexte, le Parc national de la Vallée de la Semois a pour objectif d'élaborer un plan d'action visant à améliorer la connectivité fonctionnelle de l'habitat potentiel du lynx. Les actions qui en découleraient profiteraient aussi et avant tout aux espèces forestières déjà présentes.

L'étude de modélisation a souligné la nécessité d'évaluer la franchissabilité réelle des ILT pour la faune forestière en général, afin de mieux comprendre les obstacles qu'elles représentent et d'orienter les actions d'atténuations futures. Cette évaluation peut porter sur plusieurs aspects : l'utilisation des ouvrages de franchissement non spécifiquement conçus pour la faune, l'efficacité réelle des passages à faune existants, ainsi que les traversées directes, notamment celles liées aux collisions.

Par ailleurs, pour mieux appréhender les obstacles à la dispersion du lynx, tels les ILT, l'étude d'autres espèces comme celle du chat forestier (*Felis silvestris*), une espèce dont le comportement est proche de celle du lynx, constitue une première approche.

1.3. Objectifs et hypothèses

Ce mémoire a pour objectif principal d'**analyser et de quantifier les franchissements d'infrastructures linéaires de transport (ILT) par la faune forestière, en s'appuyant sur l'utilisation de passages non dédiés, tels que les ouvrages d'art (ponts, passerelles, tunnels, viaducs) et les ouvertures dans des clôtures anti-gibier endommagées.** Ces franchissements ont été étudiés à l'aide de pièges photographiques déployés dans la zone du Parc national de la Vallée de la Semois et ses environs.

Trois questions de recherche guident ce travail :

- La faune utilise-t-elle les passages non dédiés, avec des niveaux de fréquentations propres à l'espèce ?

Hypothèse : la faune utilise ces passages et leur fréquentation varie effectivement selon les espèces.

- Les caractéristiques structurelles des ouvrages d'art influencent-elles leur utilisation ?

Les éléments étudiés sont la position de l'ouvrage par rapport à l'ILT (passage supérieur ou inférieur), le type d'ILT franchie (autoroute, nationale, voie ferrée) et l'usage prévu (transport routier, piétonnier, forestier ou agricole).

Hypothèse : ces caractéristiques influencent significativement les franchissements.

- La présence humaine diurne sur les ouvrages piétonniers influence-t-elle leur utilisation par la faune ?

Hypothèse : la présence humaine la journée sur les ouvrages influence négativement les traversées animales diurnes.

Enfin, les résultats permettront d'évaluer la contribution de ces passages à la connectivité écologique. Ils aideront également à identifier les zones nécessitant des aménagements pour améliorer les déplacements de la faune ou réduire les risques de collisions.

2. Matériel et méthode

2.1. Zone d'étude

Le Parc national de la Vallée de la Semois (PNVS), partenaire du projet, se situe dans le sud de la Belgique au sein des provinces de Luxembourg et de Namur (**Figure 2.1**). Il s'étend sur une superficie de 28 903 hectares, dont 86,54 % sont couverts de forêts. Ces forêts sont principalement composées de trois essences : le hêtre, le chêne et l'épicéa (*Forestimator*, 2021). Le territoire a obtenu le statut de parc national à la fin de l'année 2022. Conformément à la classification de l'IUCN³, il est reconnu comme une aire protégée dont les objectifs principaux sont la préservation des écosystèmes et les activités récréatives.

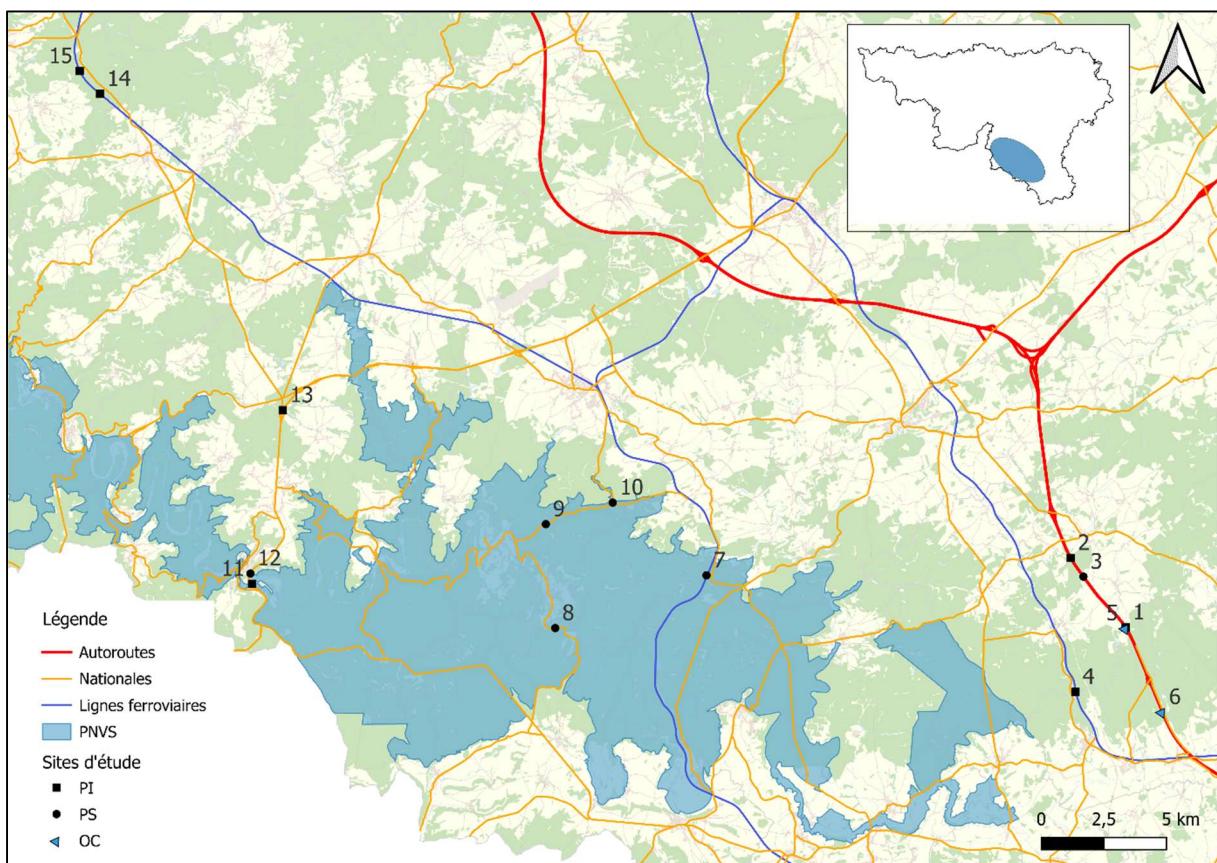


Figure 2.1. Carte de la zone d'étude composée du PNVS et de ses alentours. La zone est fragmentée par des ILT telles que des nationales, autoroutes et lignes ferroviaires. Les 15 sites étudiés sont représentés par type : passage inférieur (PI), passage supérieur (PS) et ouverture de clôtures (OC).

La zone étudiée appartient à la région bioclimatique de la Basse et Moyenne Ardenne. Elle se caractérise par une pluviométrie annuelle moyenne de 1 170 mm et une température moyenne annuelle de 8,7 °C (Van der Perre et al., 2015).

Les sites étudiés se répartissent sur l'ensemble du PNVS ainsi que sur ses communes limitrophes (**Figure 2.1**). La forte dominance forestière combinée à la fragmentation causée par

³ IUCN : International Union for Conservation of Nature

les infrastructures linéaires de transport (ILT), en fait une zone particulièrement pertinente pour étudier la perméabilité des ILT aux déplacements de la faune.

Le réseau d'ILT du PNVS se compose d'environ 837 km de routes régionales, ainsi que d'une ligne ferroviaire de 11 km. Les massifs forestiers au nord du parc, côté ouest, sont également fragmentés principalement par des routes nationales et des voies ferrées. À l'est du parc se trouve également l'autoroute E411, située au plus proche à environ 5 km à vol d'oiseau. Cette autoroute constitue une barrière majeure pour la faune, limitant les déplacements depuis les massifs forestiers à l'est (par ex. : Forêt d'Anlier) vers la zone protégée du PNVS. Certaines de ces infrastructures sont équipées de clôtures anti-gibier, comme l'E411, tandis que d'autres, comme la N89, sont bordées de tronçons épars de clôtures, vestiges de la gestion de la peste porcine africaine.

2.2. Espèces ciblées

Les données ont été collectées pour un ensemble d'espèces représentatives de la faune forestière locale, dont les principales sont reprises dans le **Tableau 2.1**.

Les petits mammifères ont aussi été pris en compte lorsqu'ils étaient détectés.

Tableau 2.1. Principales espèces ciblées par l'étude.

Groupe morphologique	Nom commun de l'espèce	Nom latin de l'espèce
Grands mammifères	Cerf élaphe	<i>Cervus elaphus</i>
	Chevreuil	<i>Capreolus capreolus</i>
	Sanglier	<i>Sus scrofa</i>
Moyens mammifères	Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>
	Blaireau européen	<i>Meles meles</i>
	Chat forestier	<i>Felis silvestris</i>
	Fouine	<i>Martes foina</i>
	Martre des pins	<i>Martes martes</i>
	Lièvre d'Europe	<i>Lepus europaeus</i>

2.3. Sites d'étude

2.3.1. Sélection des points de passage potentiel

A. Méthodologie de sélection des ouvrages de franchissement

Trois types d'ILT ont été pris en compte : les routes nationales, les autoroutes et les voies ferrées. Les routes secondaires ou communales ont été exclues en raison de leur trafic généralement plus faible réduisant leur effet barrière pour la faune. En effet, un trafic peu dense entraîne une mortalité par collision moindre chez les mammifères (Langbein et al., 2011; Morelle et al., 2013) et augmente la probabilité de traversées directes sur l'ILT (Gagnon et al., 2007; Iuell et al., 2003). À l'inverse, les routes régionales et les autoroutes, avec leur trafic plus intense, représentent des obstacles plus marqués au déplacement de la faune (Morelle et al., 2013; SPW, 2012). Le réseau ferroviaire a également été intégré à l'analyse, à cause des collisions documentées avec la faune sauvage (Grift, 1999).

Deux types de passages ont été identifiés (**Figure 2.2**) : les passages supérieurs (PS) construits au-dessus des ILT et les passages inférieurs (PI) situés en-dessous. Les ponceaux de drainage ont été considérés en dehors des PI.

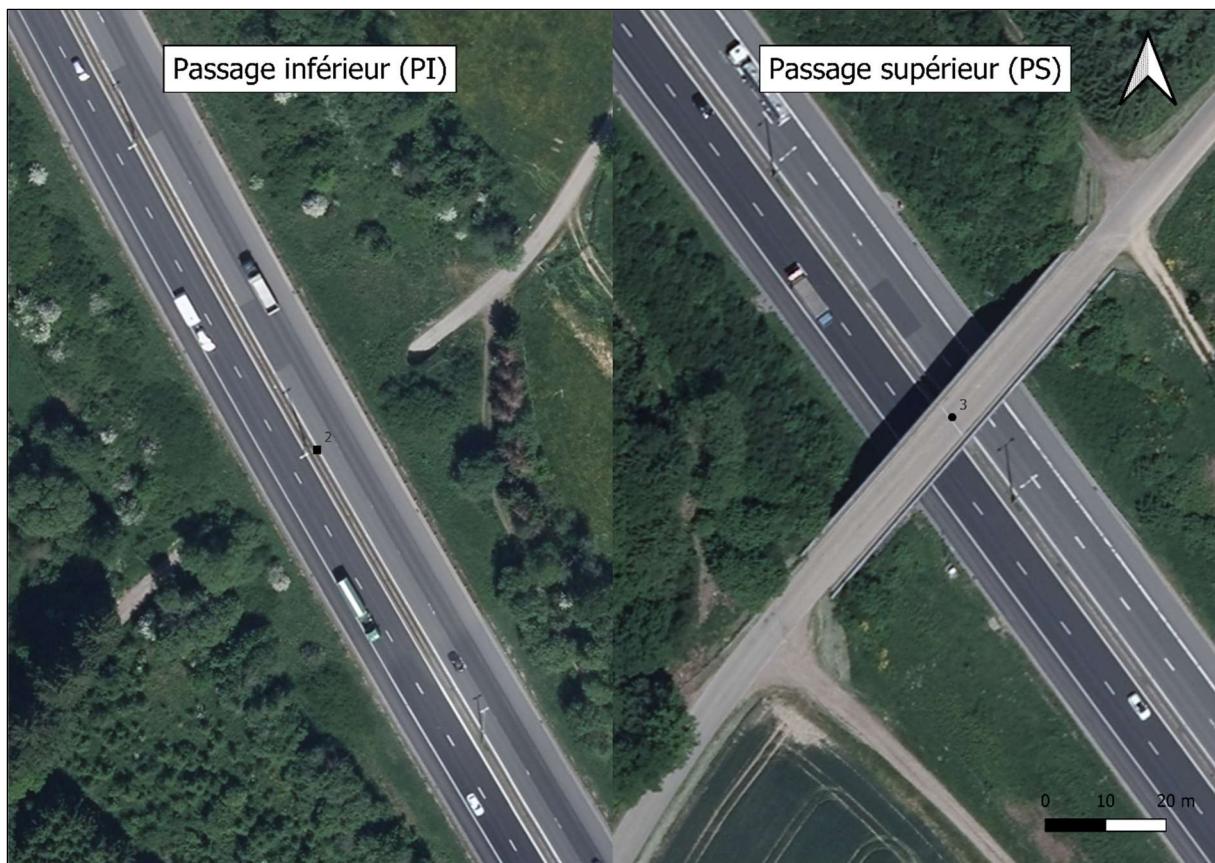


Figure 2.2. Exemples de vues aériennes d'un passage inférieur (site 2) et d'un passage supérieur (site 3).

Les passages routiers ont été identifiés à partir de la couche cartographique “Ouvrages d’art régionaux gérés par le SPW”⁴. Seuls les ouvrages croisant les routes régionales et les autoroutes (répertoriées dans la couche “Réseau routier régional”⁴) ont été retenus.

Les passages ferroviaires, quant à eux, ont été repérés à l’intersection entre les lignes de chemin de fer (couche “Réseau ferroviaire en Wallonie”⁴) et les routes ou chemins forestiers issus d’OpenStreetMap.

Une présélection a été effectuée en ciblant les structures situées en contexte forestier ou en lisière entre forêt et zone agricole, et intersectant l’un des trois types d’ILT considérés. Les ILT munies de clôtures ont été privilégiées, ces dernières réduisant les possibilités de franchissement hors des passages ciblés, créant ainsi un effet d’entonnoir pour la faune. La topographie locale a également été prise en compte, car les animaux ont tendance à minimiser les variations d’altitude lors de leurs déplacements (Fortin et al., 2005; Passoni et al., 2021). Les passages situés dans le prolongement des courbes de niveau ou bordés de fortes pentes

⁴ Données disponibles sur le Géoportail de la Wallonie (<https://geoportail.wallonie.be/home.html>)

latérales ont donc été favorisé. Ces éléments ont été évalués à l'aide de la couche "Relief de Wallonie – MNT 2021-2022 – Hillshade"⁴.

Des visites de terrain ont permis d'affiner la sélection des sites, en tenant compte de critères complémentaires, tels que la présence d'un point d'ancrage adapté pour l'installation de pièges photographiques, la proximité d'habitations et les dimensions des passages. Les ouvrages difficilement accessibles pour la faune en raison de leur situation au sein de zones bâties ont été écartés, tout comme ceux dont les dimensions étaient insuffisantes pour permettre le passage des plus grands mammifères ciblés. Les ponceaux de drainage, conçus pour évacuer l'eau sous les routes, ont également été exclus : leur ouverture était généralement trop étroite pour permettre la traversée des ongulés, qui évitent ce type de structures fermées (Clevenger & Waltho, 2005; Kintsch et al., 2015). De plus, le niveau d'eau y était souvent trop élevé pour permettre un passage régulier de la faune forestière (Brunen et al., 2020).

La phase de prospection de terrain a été effectuée entre le 18 février et le 14 mars 2025, lors de quatre journées d'observations. Un total de 38 ouvrages (16 PI, 16 PS et 6 ponceaux) ont été visités. Dans les ouvrages cités, 3 passages transversaux, le long de l'E411 clôturée parmi les 7 prospectés, ont été retenus. Cependant, les passages exclus pourraient faire l'objet d'un suivi futur.

Treize ouvrages de passage, correspondant chacun à un site à part entière, ont été retenus : 7 PI et 6 PS (**Figure 2.1**). Ils sont répartis à l'intérieur du PNVS et dans ses environs immédiats afin de couvrir une vaste zone cohérente du point de vue de la disposition des patches⁵ forestiers d'intérêts régionaux identifiés dans l'étude de connectivité paysagère pour le lynx boréal (Bourdouxhe et al., 2024). Une attention particulière a été portée à la diversité des types de passages (inférieurs/supérieurs), à leurs dimensions, ainsi qu'au type et au niveau de fréquentation humaine. Enfin, le choix définitif des sites a également été influencé par l'obtention des autorisations nécessaires à l'installation des pièges photographiques. Le détail des autorisations nécessaires est mentionné en **Annexe 1**.

B. Méthodologie de sélection des ouvertures de clôtures à gibier

L'autoroute E411 traverse les communes d'Habay et de Léglise à l'est du PNVS. Ce tronçon autoroutier⁶ est bordé, de part et d'autre, par des clôtures anti-gibier visant à réduire le nombre de collisions.

Dans le cadre de cette étude, deux tronçons accidentogènes ont été identifiés à partir des données du SPW Mobilité et Infrastructures. Le premier s'étend entre les bornes kilométriques (BK) 150 et 153, tandis que le second s'étale de la borne 157 à 162. Ces zones ont été considérées comme prioritaires car elles suggèrent la présence de points de traversée rendue possible par des clôtures dégradées. Cependant, compte tenu de l'étendue conséquente de ces tronçons, seul le second a été retenu pour des analyses plus approfondies. Ce choix s'explique

⁵ « Patches » en anglais signifie « taches d'habitat ou unités paysagères ».

⁶ La gestion de ce tronçon est assurée par le district autoroutier de Longlier du SPW-MI.

par le fait qu'il traverse un vaste massif forestier, rendant l'évaluation de l'efficacité de ses clôtures particulièrement pertinente pour la faune forestière.

Une portion de 4 km du tronçon choisi a été prospectée à pied en une journée, de part et d'autre de l'autoroute, en empruntant les chemins parallèles. Cette portion correspond à la longueur du massif forestier fragmenté en deux parties par l'autoroute (**Figure 2.3**). L'objectif était de repérer des ouvertures dans les clôtures à gibier, susceptibles de servir de passages à la faune. Il faut noter que certaines zones du tronçon n'ont pas pu être prospectées rigoureusement à cause de l'inaccessibilité de la clôture depuis l'extérieur.

Chaque ouverture identifiée a été géolocalisée et catégorisée (**Figure 2.3**). Trois types d'ouvertures ont été distingués :

- les petits soulèvements du grillage : passages sous la clôture de petits et/ou moyens mammifères, parfois accompagnés d'un creusement du sol ;
- les grillages sectionnés : clôtures sectionnées, probablement par l'Homme, selon diverses formes à différentes hauteurs du sol ;
- les affaissements du grillage : relâchement de la partie supérieure du grillage, formant une ouverture qui n'atteint généralement pas le sol.

La prospection du tronçon a permis d'identifier 26 ouvertures dont 7 petits soulèvements, 14 grillages sectionnés et 5 affaissements. La densité d'ouvertures sur le tronçon de deux fois 4 km, toutes catégories confondues est donc de 3,25 ouvertures/km.

Deux ouvertures ont été retenues pour l'installation de pièges photographiques (**Figure 2.3**) : un petit soulèvement du grillage et un affaissement marqué, s'étendant du sommet de la clôture jusqu'à 40 cm du sol. La première a été choisie en raison d'un creusement prononcé et de la présence d'une coulée⁷ menant à l'autoroute. La seconde, par son ampleur, pouvait permettre le passage de grands mammifères.

⁷ Une coulée est un chemin plus ou moins marqué par le passage régulier des animaux.

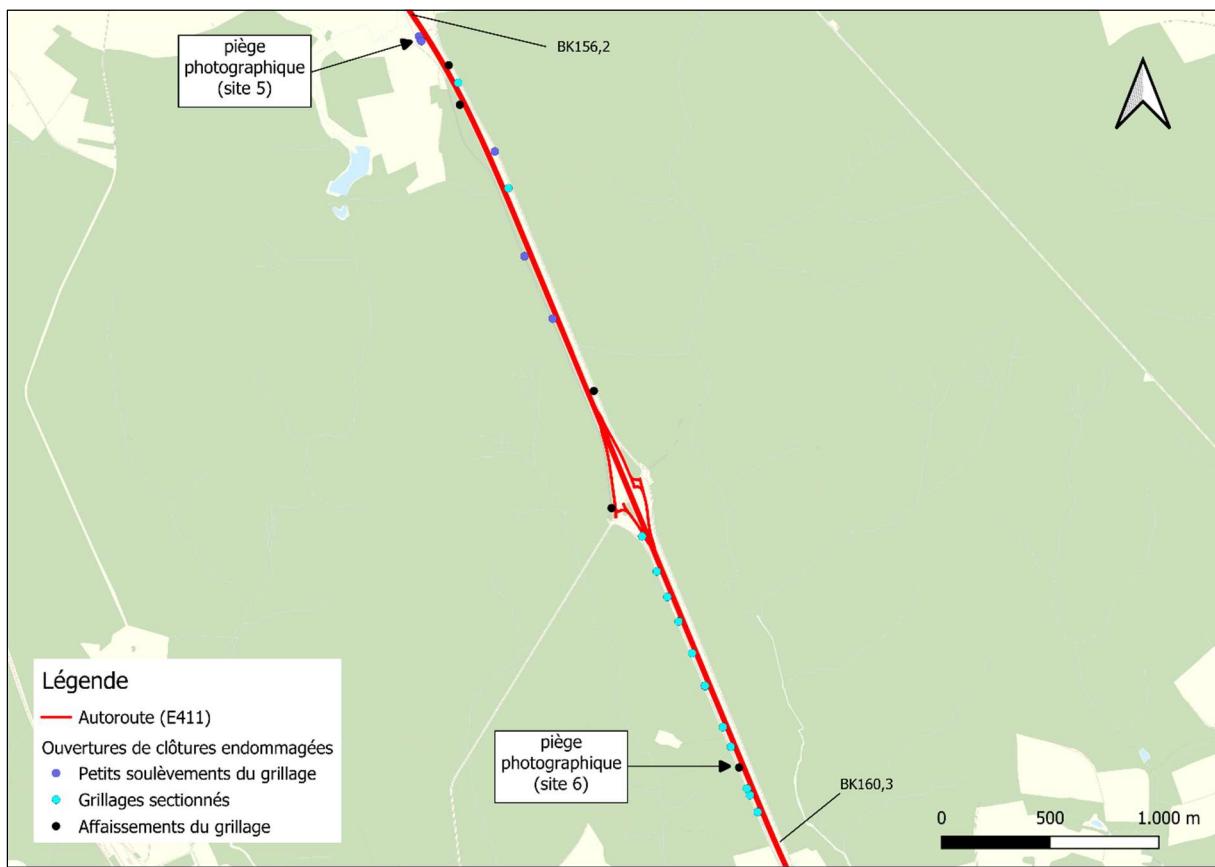


Figure 2.3. Cartographie des ouvertures de clôtures endommagées repérées lors d'une prospection de terrain sur le tronçon de l'E411 (BK 156,2 à BK 160,3). Les flèches indiquent la position des ouvertures de clôtures suivies par piège photographique.

2.3.2. Présentation des points de passage potentiel sélectionnés

La **Figure 2.4** localise les 15 passages sélectionnés avec leur code de site, correspondant aux caractéristiques présentées dans le **Tableau 2.2**. Des photographies de ces passages sont présentées en **Figure 2.5**.

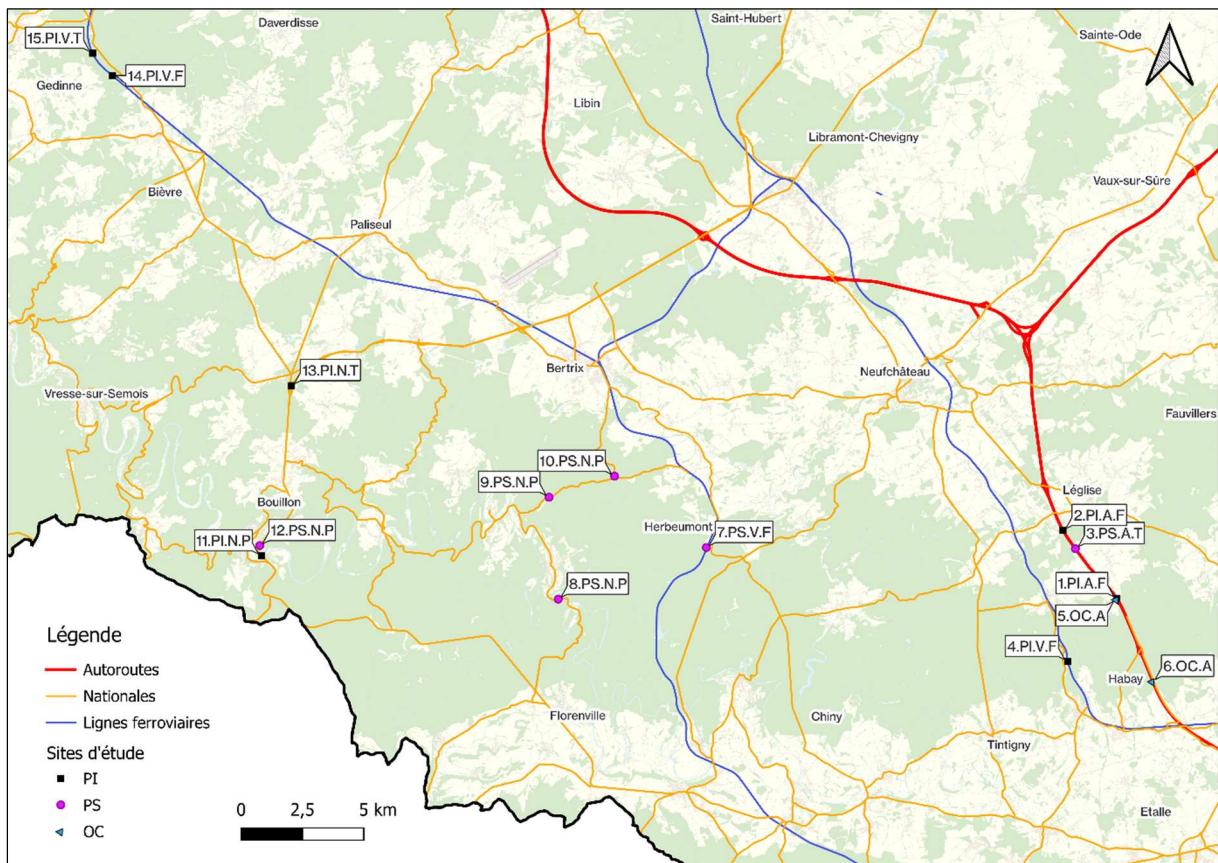


Figure 2.4. Localisation des 15 points de passage potentiel sélectionnés et leur code de site associé. Le système de codification reprend : [id_site . type_passage . typeILT . usage_passage].

Trois types d'usages principaux relatifs aux ouvrages de franchissement (exclu les OC) ont été identifiés :

- Forestier ou agricole (F) : passages sur lesquels des voitures et des humains (cyclistes/piétons) ont été détectés mais dont la fréquentation motorisée est modérée car ils n'ont pas été conçus pour le transport ;
- Piétonnier (P) : passages fréquentés par des humains (cyclistes/piétons) avec de rares détections de véhicules pour certains sites ;
- Transport routier (T) : passages destinés aux véhicules (>1 véhicule/heure).

Un passage à faune⁸ de 66 mètres de long et 8 mètres de large se trouve au-dessus de l'autoroute E411 à Habay, à proximité des sites étudiés, permet également la traversée de l'ILT (**Annexe**

⁸ Informations issues de la couche cartographique des ouvrages d'art régionaux gérés par le SPW disponible sur le Géoportail de la Wallonie (<https://geoportail.wallonie.be/home.html>)

2). Il a été aménagé en 1988 pour limiter l'effet barrière de l'autoroute (communication personnelle, mai 2025). Son utilisation par la faune fait l'objet d'un autre travail.

L'environnement paysager entourant les points de passage varie d'un site à l'autre. Pour caractériser ces contextes, l'occupation du sol a été analysée à trois échelles spatiales (250 m, 500 m et 1000 m de rayon) autour de chaque site, en s'appuyant sur la cartographie des écotypes en Wallonie⁹.

Les résultats montrent une prédominance de trois grandes classes de couverture végétale autour des sites étudiés : les feuillus, les résineux, les couvertures graminoides monospécifiques permanentes (correspondant majoritairement à des prairies permanentes intensives) en proportions variables selon les sites étudiés. Les trois classes d'occupation du sol dominantes autour de chaque site sont détaillées en **Annexe 3**.

⁹ Cartographie développée dans le cadre du projet LifeWatch Wallonie-Bruxelles. Les écotypes, définis comme « de petites unités du paysage écologiquement homogènes », y sont représentés sous forme de polygones, auxquels sont associés les pourcentages de couverture des différentes classes d'occupation du sol présentes en leur sein. La carte fournit également la proportion de ces classes dans un rayon de 100, 250 et 500 mètres autour du centroïde de chaque polygone. (FWB, 2023).

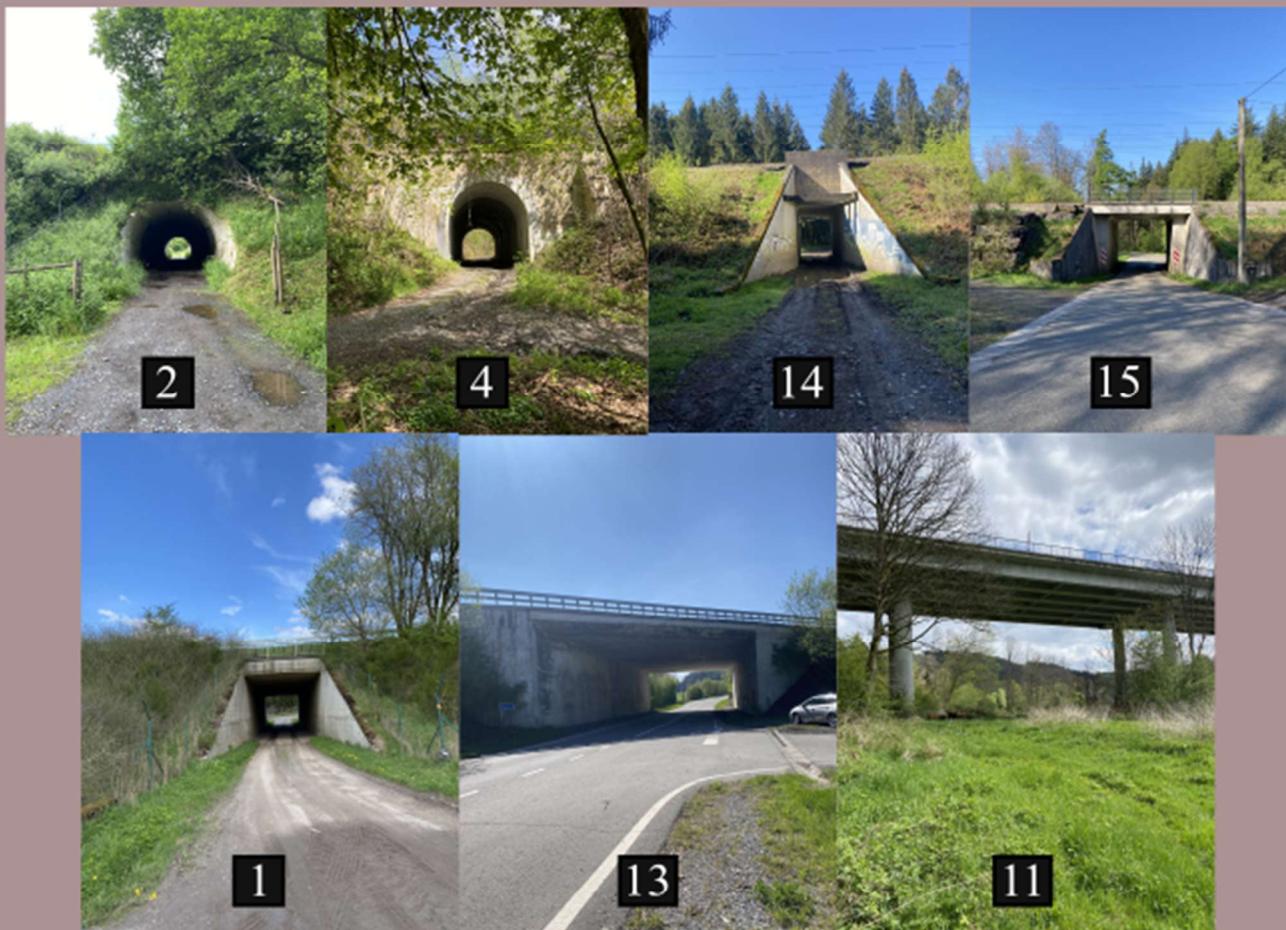
Tableau 2.2. Présentation des 15 sites d'étude répartis en 3 types de passages : passages inférieurs (PI), passages supérieurs (PS) et ouvertures dans une clôture (OC). Chaque passage a été mesuré, selon sa longueur (L), largeur (l) et hauteur (H), par rapport au sens de déplacement présumé.

Code	ID site	Type	Commune	ILT franchie (+nom)	ILT clôturée	Usage	Dimensions (m)			Coord_x ¹⁰	Coord_y ¹⁰
							L	l	H		
1.PI.A.F	1	PI	Léglise	A (E411)	Oui (gibier)	F	57,5	5	4,3	235611	51240
2.PI.A.F	2	PI	Léglise	A (E411)	Oui (gibier)	F	80	4,7	4,6	233414	54017
3.PS.A.T	3	PS	Léglise	A (E411)	Oui (gibier)	T	72,3	8,2	/	233920	53270
4.PI.V.F	4	PI	Léglise	V (L162)	Non	F	24,1	3,9	4,3	233603	48672
5.OC.A	5	OC	Léglise	A (E411)	Oui (gibier)	/	/	0,3	0,15	235593	51210
6.OC.A	6	OC	Habay	A (E411)	Oui (gibier)	/	/	3	1,3	237056	47874
7.PS.V.F	7	PS	Herbeumont	V (L165)	Non	F	32,5	4,6	/	218863	53323
8.PS.N.P	8	PS	Florenville	N (N884)	Non	P	30	11,5	/	212819	51217
9.PS.N.P	9	PS	Bertrix	N (N884)	Non	P	30,4	12,7	/	212444	55368
10.PS.N.P	10	PS	Bertrix	N (N884)	Non	P	130	9,5	/	215116	56228
11.PI.N.P	11	PI	Bouillon	N (N89)	Oui (PPA ¹¹)	P	16,7	25	14	200706	52981
12.PS.N.P	12	PS	Bouillon	N (N89)	Oui (PPA ¹¹)	P	35,8	2	/	200644	53399
13.PI.N.T	13	PI	Bouillon	N (N89)	Oui (PPA ¹¹)	T	42,7	14,4	7,2	201935	59918
14.PI.V.F	14	PI	Gedinne	V (L166)	Non	F	28,7	3	4	194634	72557
15.PI.V.T	15	PI	Gedinne	V (L166)	Non	T	22,8	4,4	4,2	193821	73467
Légende : codification											
Position n°1	ID site			Numéro du site							
Position n°2	Type de passage			Passage inférieur (PI), passage supérieur (PS)							
Position n°3	ILT franchie			Autoroute (A), nationale (N), voie ferrée (V)							
Position n°4	Usage du passage			Forestier/Agricole (F), piétonnier (P), transport routier (T)							

¹⁰ Coordonnées x et y dans le système de coordonnées de référence Lambert belge 72 (EPSG:31370) arrondies à l'unité

¹¹ Clôture vestige de la peste porcine africaine (PPA) présente seulement d'un seul côté de la route, à droite en allant du sud vers le nord du pays

Passages inférieurs



Passages supérieurs



Ouvertures de clôtures

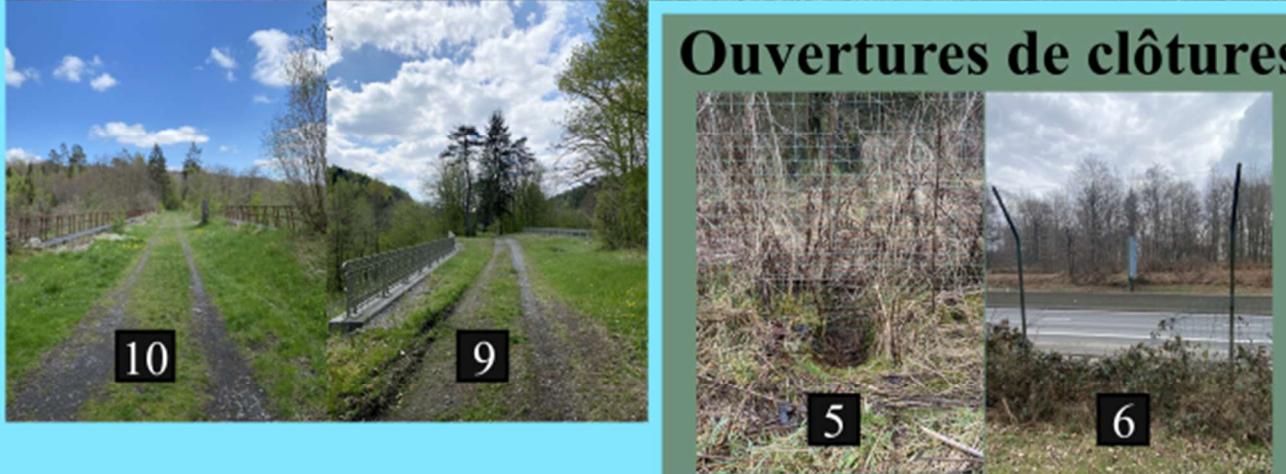


Figure 2.5. Photos des sites d'étude, classés par types de passages (passages supérieurs/inférieurs, ouvertures de clôtures anti-gibier endommagées).

2.3.3. Densités fauniques

Les densités des espèces de gibier, autre que le cerf élaphe, peuvent être approximées sur base des données de prélèvements rapportées par les territoires de chasse. Cependant, les chasseurs n'ont pas l'obligation de rapporter ces chiffres.

La chasse pratiquée sur la zone d'étude est menée principalement par trois conseils cynégétiques (**Annexe 4**), spécialisés dans la chasse du grand gibier : celui de la Semois (CCS), celui des forêts d'Anlier, Rulles et Mellier (CCFARM), et le Conseil Faunistique de la Croix Scaille (CFCS). Entre 2015 et 2022, les espèces de gibier les plus chassées dans ces trois conseils, en densité décroissante par kilomètre carré, sont : le sanglier, le chevreuil et le cerf (Licoppe, 2025). Le CCS fait partie des conseils ayant le plus fort prélèvement de cerfs en Wallonie, avec près de 900 individus abattus en 2023, suivi du CCFARM, qui en a chassé environ 500 la même année. Le nombre de prélèvements de cerfs constitue un indicateur fiable de densité de la population, puisque c'est la seule espèce soumise à un plan de tir obligatoire encadré par le SPW-ARNE (Licoppe, 2025).

Le nombre de tirs par 1000 ha de forêt a été calculé, pour le cerf, le chevreuil et le sanglier, autour de chaque site étudié sur base des données prélèvements 2023-2024 des territoires de chasse adjacents, obtenues par le SPW-ARNE-DNF (**Annexe 5**). Il a été utilisé comme indicateur de la densité d'individus. Certains sites possèdent les mêmes estimations en raison de leur proximité spatiale (sites 1 et 5 ; 2 et 3 ; 11 et 12).

2.3.4. Sensibilisation des habitants

La volonté d'informer les habitants des communes concernées par l'étude répondait à un double objectif : sensibiliser un large public à la problématique des ILT pour la faune, et expliquer l'usage des pièges photographiques, encore peu connu et parfois source de méfiance. La communication autour du projet contribue à renforcer l'acceptabilité sociale du dispositif et à limiter les risques de vol ou de vandalisme, en complément des panneaux informatifs installés à proximité des caméras (**Annexe 6**).

Les communes concernées par l'implantation des dispositifs ont été contactées afin de leur proposer de diffuser un texte explicatif via leurs canaux de communication habituels. Deux d'entre elles ont répondu favorablement : la commune d'Habay a partagé une publication sur sa page Facebook, tandis que la commune d'Herbeumont a publié un article dans sa revue locale.

2.4. Méthode de suivi

Pour collecter les données de cette étude, l'utilisation de pièges photographiques (camera-traps) a été privilégiée. Cette méthode, non invasive, permet d'étudier la présence et le comportement de la faune, assure une identification précise des mammifères de taille moyenne à grande et s'avère plus économique à long terme que le suivi de traces (Lyra-Jorge et al., 2008; Wearn & Glover-Kapfer, 2019). Leur efficacité pour détecter la faune utilisant les structures de passage a été démontrée (Ford et al., 2009). Les camera-traps peuvent fonctionner de manière autonome

sur de longues périodes, enregistrant jour et nuit avec peu d'intervention humaine, ce qui permet de capturer des événements rares, tels que le passage d'espèces peu communes (Wearn & Glover-Kapfer, 2019). Elles fournissent également des données précieuses : date, heure, température et présence simultanée de plusieurs individus. Leur flexibilité d'installation les rend adaptées à divers milieux, y compris aux abords d'infrastructures fréquentées par l'humain.

2.4.1. Matériel de surveillance

Les quinze pièges photographiques mobilisés sont de marque Browning, répartis entre deux modèles : trois *BTC 6HDPX Dark Ops Pro* et douze *BTC Patriot FHD*. Entièrement silencieux, ils disposent d'un éclairage infrarouge nocturne invisible, d'un ou deux objectifs selon le modèle, et de capteurs PIR. Leur performance se traduit par une vitesse de déclenchement de 0,15 seconde pour les *Patriot* et 0,22 seconde pour les *Dark Ops*, avec un temps de récupération respectif de 0,35 seconde et 0,6 seconde. Les camera-traps se déclenchent par le mouvement ou une variation de température lors du passage d'un animal, d'un humain ou d'un véhicule.

La portée de détection, réglée au maximum, atteint environ 27 mètres pour les *Patriot* et 24 mètres pour les *Dark Ops*, et en mode « portée normale », environ 21 mètres pour les *Patriot* et légèrement moins pour les *Dark Ops*.

Le flash infrarouge offre deux modes : « longue portée » (24 m pour les *Dark Ops* et 33 m pour les *Patriot*) et « portée normale » (15 m pour les deux modèles).

L'angle de détection est d'environ 63,3° pour les *Patriot* et 41,3° pour les *Dark Ops*.

2.4.2. Installation du matériel

Les six premiers dispositifs ont été installés le 26 mars 2025 dans les communes de Léglise et Habay. Huit autres ont été déployés le 29 mars 2025 dans les communes de Herbeumont, Bertrix, Bouillon et Gedinne, tandis que le dernier a été mis en place le 10 avril 2025 à Florenville. La période de collecte d'images s'étend de ces dates d'installation jusqu'au 6 juin 2025.

Les caméras ont été installées d'un seul côté des passages potentiels, plutôt qu'à la fois à l'entrée et à la sortie. Ce choix s'explique par le nombre limité de caméras disponibles, la volonté de couvrir un maximum de sites, ainsi que par les résultats de plusieurs études indiquant qu'un animal détecté à proximité d'un passage a généralement un taux élevé de traversée réussie (ECO-resolutions, 2021; Wilson, 2023).

Les cameras-traps ont été orientées selon trois configurations principales, en fonction des caractéristiques écologiques et topographiques des sites : en oblique, perpendiculairement au sens de déplacement présumé de la faune, ou dans l'axe de déplacement (**Figure 2.6**). Afin de respecter pleinement les exigences du RGPD et de limiter autant que possible la captation d'éléments à caractère personnel (tels que les visages ou les plaques d'immatriculation), les dispositifs ont été, dans la mesure du possible, positionnés perpendiculairement aux axes de

passage et à environ 50 cm du sol (**b**). Cette hauteur permet de centrer la détection sur la faune terrestre tout en réduisant significativement le risque d'identification d'individus. Des ajustements ont toutefois été nécessaires sur certains sites pour répondre aux contraintes du terrain : absence de supports adaptés, nécessité de dissimuler les caméras ou encore prévention des déclenchements intempestifs causés par des passages de véhicules. Dans tous les cas, la configuration finale a systématiquement visé à concilier les objectifs de suivi écologique avec les obligations légales en matière de protection de la vie privée.

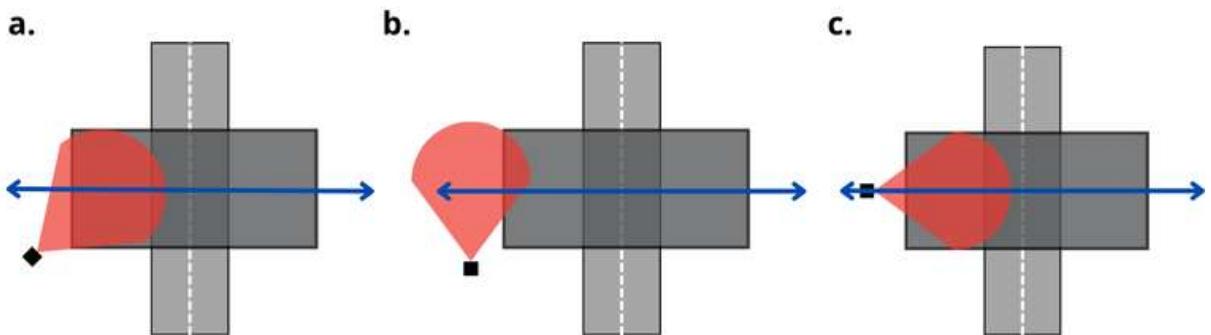


Figure 2.6. Présentation schématique des 3 types d'orientations des pièges photographiques (a, b et c) par rapport à la trajectoire de déplacement présumée des animaux, représentée par une flèche bleue. Le rectangle gris foncé indique la structure de passage. Le carré noir représente un piège photographique *BTC 6HDPX Dark Ops Pro* ou *BTC-Patriot-FHD*. La portée de détection des camera-traps est schématisée par un triangle arqué rouge.

Afin de limiter les risques de vol, les caméras ont été équipées de boîtiers de protection métalliques. Pour renforcer la sécurité du matériel, et conformément aux recommandations de Clarin et al. (2014), une carte plastifiée a été attachée à chaque caméra pour informer les lecteurs du projet de recherche et dissuader le vandalisme. En complément, un panneau d'information destiné aux promeneurs a été placé à plusieurs mètres sur le chemin menant à chaque dispositif, expliquant le projet ainsi que les mesures mises en place pour garantir le respect de la vie privée (**Annexe 6**).

Quelques exemples de placements des dispositifs sont présentés en **Figure 2.7**.



Figure 2.7. Photos des pièges photographiques installés aux sites 15,11 et 10 (de gauche à droite).

2.4.3. Configuration des pièges photographiques

Les camera-traps ont été réglées en mode photo : chaque détection lançait une rafale de cinq clichés espacés de 2 secondes, avec 10 secondes entre deux déclenchements. La plupart ont été réglées en « longue portée ». Pour deux appareils, la portée a été réduite à « normale » afin de limiter les déclenchements intempestifs dus à la végétation ou à des véhicules circulant sur l'ILT ciblée, parfois détectés à travers une clôture ou en contrebas d'un pont. Le flash infrarouge a été paramétré systématiquement en « longue portée ».

Les dispositifs installés sur des ouvrages piétons, agricoles ou forestiers fonctionnaient en continu (fréquentation anthropique modérée). À l'inverse, les passages destinés au transport routier ont été surveillés uniquement de nuit, tout comme le site 6 situé face à une ouverture de clôture le long de l'autoroute. Cette stratégie a permis de limiter la collecte de données à caractère personnel et le volume d'images. Les horaires ont été ajustés au fil des relevés pour maximiser la surveillance selon la capacité de stockage et l'intensité du trafic. Par exemple, PATR_33 (site 13) est passée d'un fonctionnement « 22h - 5h » à « 18h30 - 7h ». L'ensemble des programmations horaires figure en **Annexe 7**.

Des cartes SD de 32 Go ou 64 Go ont été utilisées selon l'intensité de fréquentation anthropique.

2.4.4. Collecte des données

Les caméras étaient visitées toutes les deux semaines pour remplacer les cartes SD, changer les piles si besoin, et vérifier qu'aucun dispositif n'avait été volé ou déplacé.

2.5. Traitement des images

2.5.1. Pré-traitement : respect du RGPD

Avant toute analyse, les images collectées ont été anonymisées grâce à une intelligence artificielle supprimant les images contenant des humains ou des véhicules, conformément aux exigences du Règlement général sur la protection des données (RGPD). Un résumé du comptage effectué par le framework d'IA YOLOv8 développé par Ultralytics, reprenant le nombre d'humain(s) et/ou de véhicule(s) présents par séquence d'images, est généré dans un même temps. Plus de détails sont disponibles en **Annexe 8**.

2.5.2. Annotation et identification des espèces et de leur comportement

L'analyse des photos anonymisées a été réalisée à l'aide de la plateforme Agouti, qui permet d'organiser, de trier et d'identifier les espèces photographiées. Chaque dossier, correspondant à deux semaines de prises de vues d'une caméra, est importé sur la plateforme et associé à un identifiant de déploiement. Agouti procède ensuite automatiquement au séquençage des images du déploiement, en regroupant celles appartenant à un même événement de détection. Un intervalle de deux minutes a été retenu comme temps d'indépendance entre deux événements, conformément aux recommandations de la plateforme : ainsi, les images espacées de moins de deux minutes sont considérées comme faisant partie de la même séquence.

Chaque image a été examinée afin de classer les séquences dans l'une des trois catégories suivantes : « **vide** », « **véhicule** » ou « **animal** ».

Les séquences vides correspondent à des déclenchements sans sujet visible sur les images. Elles proviennent soit de faux déclenchements (ex. végétation en mouvement), soit de sujets, tels que des animaux, véhicules ou personnes, situés hors du champ de prise de vue.

La catégorie « **véhicule** » regroupe les séquences où des véhicules n'ont pas été supprimés automatiquement, en raison de leur passage rapide qui rend les clichés flous et donc dépourvus de données à caractère personnel. Agouti ne permet pas d'encoder le nombre de véhicules par séquence, seulement d'en indiquer la présence.

Les séquences avec un ou plusieurs animaux sont classées comme telles, et l'espèce est identifiée lorsque cela est possible. Le nombre d'individus, le stade de développement (juvenile ou adulte pour les sangliers), ainsi que le sexe (pour les chevreuils, cerfs et sangliers) sont également précisés si ces informations sont discernables.

Par ailleurs, deux types de comportements ont été distingués pour chaque événement : l'animal « **traverse** » ou « **ne traverse pas** » la structure de passage. Un comportement de type « **traverse** » est retenu lorsque la séquence d'images suggère que l'animal franchit entièrement la structure (**Figure 2.8**). Par exemple, quand sa trajectoire est dirigée vers la sortie du passage, la traversée est considérée comme réussie. À l'inverse, un comportement « **ne traverse pas** » est attribué lorsque l'animal n'emprunte pas la structure : nourrissage à proximité, demi-tour (< 10 cas observés), présence sur le rebord de la structure ou à proximité sans y entrer (**Figure 2.9**). Ces situations n'ont pas été analysées, la méthode de suivi ne permettant pas de les déterminer avec fiabilité.

Dans certains cas, le comportement n'a pas pu être déterminé, notamment en raison d'un manque d'images exploitables ou d'une trajectoire ambiguë ; ces séquences sont alors classées comme « **passage indéterminé** ».



Figure 2.8. Exemple de traversée réussie (code site : 10.PS.N.P).



Figure 2.9. Exemples de traversées non réussies (codes sites : 3.PS.A.T et 2.PI.A.F du haut vers le bas).

2.6. Fréquentation anthropique des passages

La fréquentation anthropique des structures de franchissement peut influencer de manière significative leur utilisation par la faune (Anomaa, 2022; Denneboom et al., 2021). Ces effets varient selon la nature de la fréquentation. Certaines espèces tolèrent davantage la circulation motorisée que la présence directe de piétons, et peuvent s'habituer au trafic routier régulier sans pour autant supporter la proximité humaine (Anomaa, 2022; Barrueto et al., 2014).

Dans cette étude, les pièges photographiques se déclenchaient à chaque passage, qu'il s'agisse d'un humain ou d'un véhicule, dès lors qu'ils étaient fonctionnels. Il est donc théoriquement possible d'évaluer l'influence de la fréquentation anthropique sur l'utilisation des ouvrages par la faune, à partir des comptages générés par l'IA.

Concernant la fréquentation par les véhicules, les caméras installées sur les passages routiers ne fonctionnaient que de nuit, ce qui aurait permis, en principe, d'examiner l'effet des véhicules sur les traversées nocturnes de la faune. Toutefois, la vitesse de déplacement élevée des voitures a conduit à des images floues ou hors champ, faussant largement les comptages automatisés. En raison du volume important d'images concernées, une correction manuelle des erreurs n'a pas pu être envisagée dans le cadre de cette étude.

En revanche, l'influence du passage humain non motorisé a pu être examinée sur les 5 passages exclusivement piétonniers, afin d'éviter toute confusion avec l'effet des véhicules observés sur les passages agricoles ou forestiers. Les comptages du nombre d'humains détectés par l'IA sont ici jugés plus fiables, en raison du nombre restreint de personnes présentes sur les images après le processus d'anonymisation. La **Figure 2.10** illustre le rythme moyen de présence humaine observé sur les ouvrages piétonniers entre le 10/04 et le 23/05. Pour chaque intervalle de 30

minutes, la fréquentation humaine a été estimée comme le nombre moyen d'individus détectés par jour, calculé en divisant le total des détections (tous sites confondus) par le nombre cumulé de jours de fonctionnement des caméras.

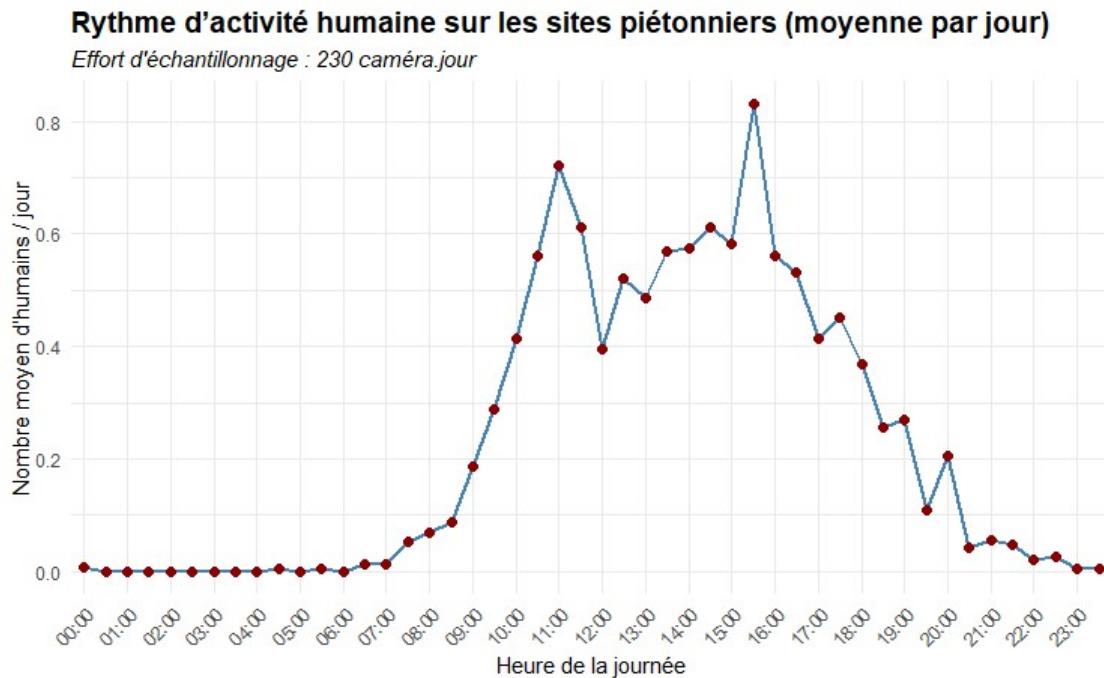


Figure 2.10. Rythme d'activité humaine sur les sites piétonniers (nombre moyen d'humains par jour).

2.7. Echantillonnage : représentativité des résultats des caméras

L'effort d'échantillonnage d'une caméra correspond au nombre de secondes rapporté en jours durant laquelle elle a été opérationnelle sur la période d'étude.

Certaines caméras étaient programmées pour fonctionner en continu et d'autres pendant la nuit à des horaires spécifiques (**Annexe 7**).

Le **Tableau 2.3** présente l'**effort total** de chaque caméra (diurne et nocturne) ainsi que l'**effort nocturne**. Ce dernier est exprimé de deux façons : en nombre d'heures de fonctionnement, entre 19 h et 7 h le lendemain, et en nuits équivalentes de 12 h (nombre d'heures divisé par 12). Le choix de cette plage horaire sera discuté au point **2.8**. Cet effort nocturne permettra de comparer le nombre de traversées de chacun des ouvrages étudiés en fonction du temps de fonctionnement effectif des caméras.

L'effort total des caméras programmées pour ne fonctionner que la nuit est plus faible que les caméras réglées en continu (**Tableau 2.3**). Il varie également en fonction des caméras car plusieurs périodes de dysfonctionnement ont été rencontrées, principalement en raison de batteries déchargées ou du remplissage prématuré des cartes mémoires.

L'**effort total de l'étude** correspond à la somme des efforts de chaque caméra. Il est exprimé en caméra-jour, correspondant au nombre de jours de fonctionnement durant la période, s'il n'y avait qu'une caméra. Il est de **809,9 caméra-jour**.

Tableau 2.3. Effort d'échantillonnage spécifique à chaque caméra prenant en compte le mode de fonctionnement (continu ou nocturne uniquement) : effort total et effort nocturne (entre 19h et 7h).

ID site	ID caméra	Mode de fonctionnement	Effort total (jours)	Effort nocturne (heures)	Effort nocturne (nuits de 12h ¹²)
1	PATR_28	Continu	64,8	780,0	65,0
2	PATR_36	Continu	72,2	865,0	72,1
3	PATR_35	Nocturne	24,5	566,2	47,2
4	PATR_26	Continu	71,8	864,0	72,0
5	DARK_17	Continu (nocturne du 10/04-26/04)	55,1	752,0	62,7
6	DARK_16	Nocturne	16,6	397,5	33,1
7	PATR_27	Continu	68,9	828,0	69,0
8	DARK_18	Continu	56,9	684,0	57,0
9	PATR_29	Continu	68,9	828,0	69,0
10	PATR_30	Continu (nocturne du 10/04-26/04)	57,2	776,0	64,7
11	PATR_34	Continu	68,9	828,0	69,0
12	PATR_31	Continu	66,0	792,0	66,0
13	PATR_33	Nocturne	29,8	700,5	58,4
14	PATR_32	Continu	60,2	720,0	60,0
15	PATR_37	Nocturne	28,1	648,0	54,0
Total			809,9	11029,2	919,2

La **Figure 2.11** présente un chronogramme des périodes de fonctionnement des caméras. Ce graphique est basé sur les dates effectives de fonctionnement, de sorte que les caméras programmées uniquement la nuit apparaissent comme actives sans interruption.

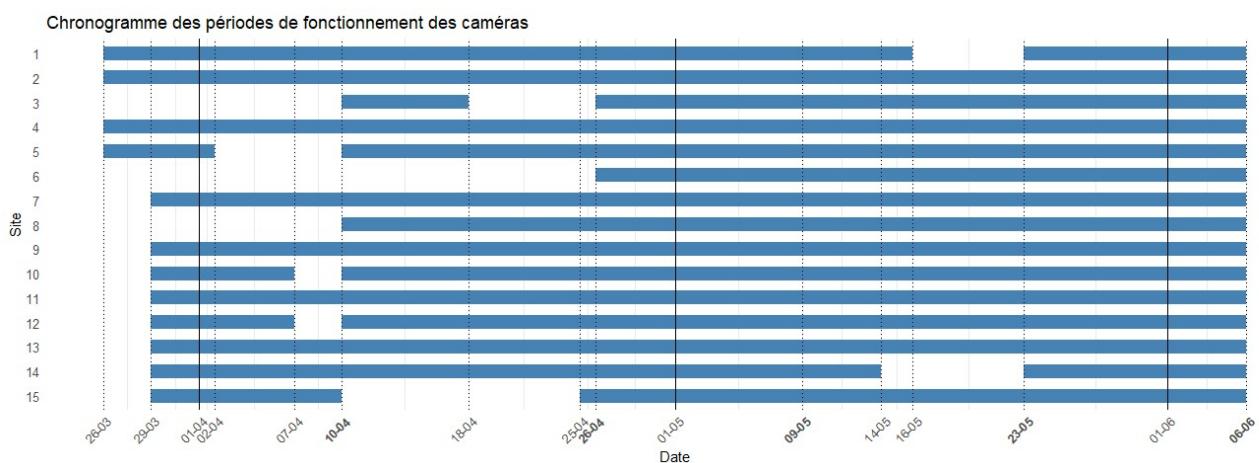


Figure 2.11. Chronogramme représentant les dates de fonctionnement des caméras sur les sites correspondants. Les dates de relevés des caméras sont représentées en gras.

¹² Le nombre de nuits équivalentes de 12h correspond au nombre total de périodes de 12h pendant lesquelles les caméras étaient fonctionnelles. On parle de périodes de 12h car les données nocturnes sont filtrées entre 19h et 7h.

2.8. Filtrage temporel des données et standardisation

Pour comparer les données collectées sur les 13 ouvrages de franchissement, il est nécessaire de standardiser les détections en fonction du nombre de jours de fonctionnement effectif de chaque caméra, d'autant plus qu'elles n'étaient pas toutes actives en continu. Afin d'éviter tout biais dans l'analyse lié à un comportement animal distinct entre le jour et la nuit, il a été décidé de ne considérer que les détections nocturnes.

Les horaires de programmation des caméras nocturnes variant selon les sites (**Annexe 7**), les observations ont été pondérées par un **effort nocturne standardisé** défini comme la durée effective de fonctionnement entre 19 h et 7 h (**Tableau 2.3**).

Pour vérifier l'importance de cette distinction jour/nuit, un rythme d'activité global (toutes espèces confondues) a d'abord été établi à partir des données des caméras actives en continu. Le nombre moyen de détections par jour a été calculé en additionnant toutes les observations par tranches de 30 minutes (tous sites confondus), puis en divisant ce total par le nombre cumulé de jours de fonctionnement des caméras concernées. Ce rythme d'activité est présenté à la **Figure 2.12**.

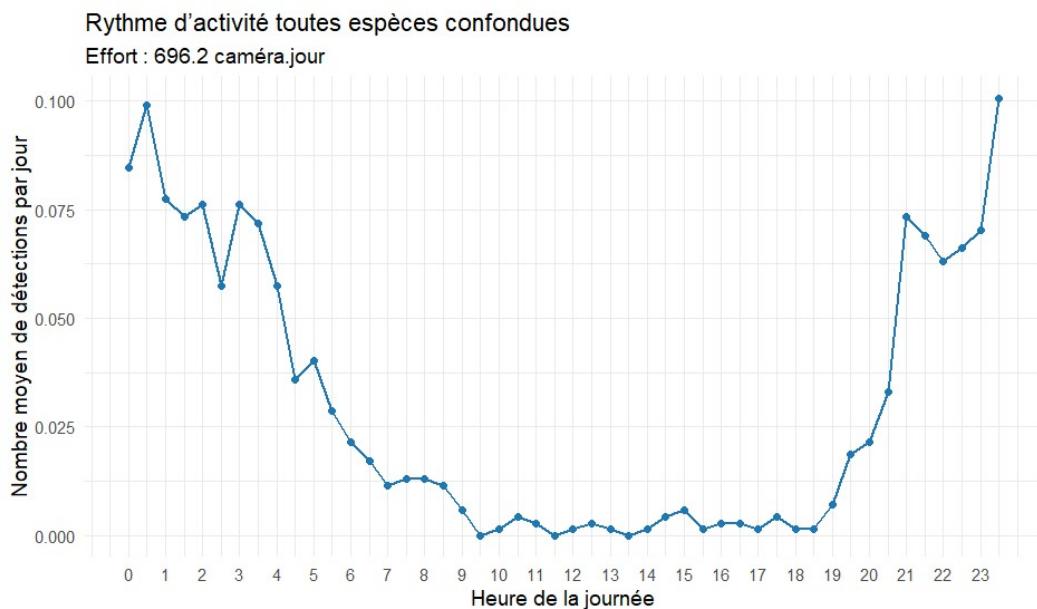


Figure 2.12. Rythme d'activité moyen des espèces détectées par jour, tous sites confondus.

Les résultats montrent une forte variation du comportement animal au cours de la journée, ce qui confirme la nécessité de prendre en compte cette dimension temporelle. La plage horaire retenue pour les analyses est de **19 h à 7 h** le lendemain, pour les raisons suivantes :

- la majorité des caméras nocturnes étaient programmées de 18 h 30 à 7 h (**Annexe 7**) ;
- le graphique met en évidence une augmentation significative de l'activité à partir de 19 h ;
- l'activité nocturne devient nettement plus faible après 7 h du matin.

Durant la période diurne, de 7 à 19 h, seules quelques espèces ont été détectées à des fréquences faibles : le chevreuil, le lapin de garenne, le lièvre, le putois et le sanglier (**Annexe 9**).

Dans la suite des analyses, les détections sur les différents sites ont été pondérées par l'effort nocturne standardisé décrit plus haut. Compte tenu du faible nombre de traversées nocturnes observées, il a été choisi d'exprimer cet effort en **nombre de semaines**, afin d'obtenir un indicateur plus représentatif de la fréquentation animale. Comme illustré à la **Figure 2.13**, le calcul s'effectue en trois étapes.

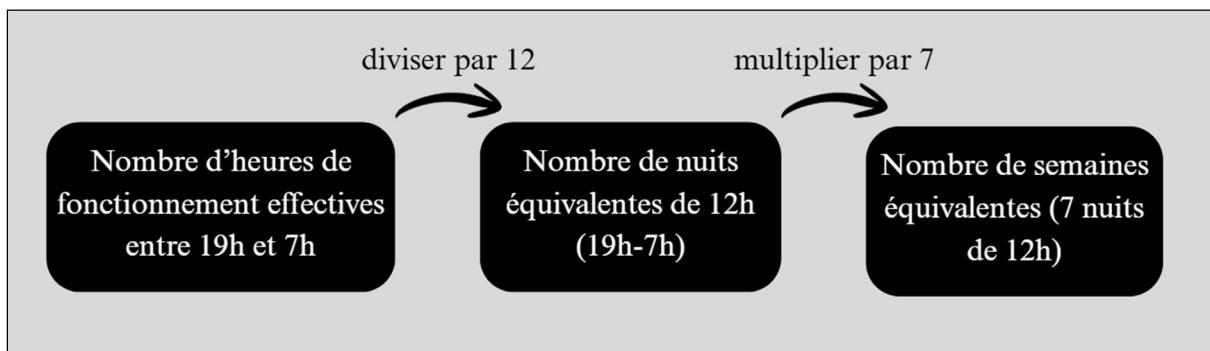


Figure 2.13. Schéma du calcul de l'effort standardisé, exprimé en nombre de semaines équivalentes (7 nuits de 12h).

2.9. Analyses statistiques : étude de l'utilisation des ouvrages de franchissement

Les analyses statistiques présentées ci-après ont été réalisées uniquement sur les ouvrages de franchissement, en excluant les ouvertures de clôtures. Ces dernières ne sont pas conçues pour les déplacements humains et ne permettent pas le passage de toutes les espèces ciblées, en raison de contraintes morphologiques.

L'ensemble des traitements de données et des analyses statistiques a été effectué sous le logiciel R (version 4.4.1), au sein de l'environnement RStudio.

2.9.1. Composition spécifique et fréquence des traversées par site

A. Préparation des données

Pour comparer les ouvrages de franchissement, une matrice a été construite avec les espèces en colonnes et les sites en lignes. Chaque cellule contient le nombre moyen hebdomadaire de traversées nocturnes, calculé à partir des traversées enregistrées entre 19h et 7h, et pondéré par l'effort d'échantillonnage nocturne (exprimé en nombre de semaines de fonctionnement).

Les données ont été transformées par racine carrée afin de réduire l'influence des valeurs extrêmes et de limiter l'asymétrie (**Figure 2.14**).

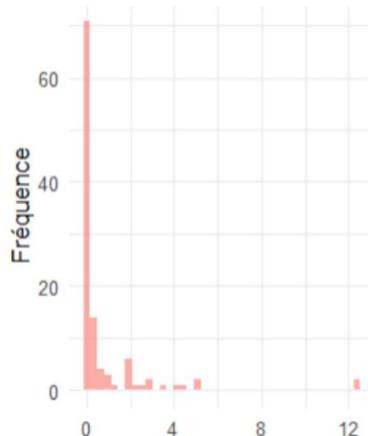


Figure 2.14. Distribution des données de traversées moyennes par semaine pour chaque couple espèce-site.

B. Dissimilarités entre sites

Les distances de Bray-Curtis ont été calculées sur la matrice transformée (racine carrée des traversées hebdomadaires) afin de quantifier la dissimilarité entre sites. Cette distance, bien adaptée aux données écologiques contenant de nombreuses valeurs nulles, ne prend pas en compte les absences communes entre sites (Dufrêne, 2024).

Pour deux sites A et B, contenant S espèces, la distance de Bray-Curtis est définie comme suit :

$$Distance BC_{AB} = 1 - \frac{2 \sum_{i=1}^S \min(x_i, y_i)}{\sum_{i=1}^S (x_i + y_i)}$$

où x_{iA} et x_{iB} représentent les abondances de l'espèce i dans les sites A et B respectivement.

Cette distance est équivalente à 1 moins l'indice de similarité de Steinhaus et varie entre 0 (compositions identiques) et 1 (aucune espèce en commun).

Les sites 4 et 14 ont été exclus de cette analyse car leur absence totale de traversées nocturnes empêche le calcul de cette distance.

C. Regroupement des sites

Un clustering hiérarchique a été effectué à partir des racines carrées des distances de Bray-Curtis (ce qui les rend semi-euclidiennes), selon la méthode à liens moyens (UPGMA¹³). Cette méthode associe un site à un groupe lorsque la similarité entre ce site et l'ensemble des membres du groupe atteint la moyenne des similarités individuelles. Elle donne ainsi le même poids à toutes les similarités originales, ce qui implique une hypothèse d'échantillonnage équilibré entre les sites (Dufrêne, 2024).

D. Ordination des sites

Une analyse en coordonnées principales (PCoA¹⁴) a été réalisée sur la matrice de dissimilarités (distances de Bray-Curtis) pour représenter graphiquement les relations entre sites. Cette méthode d'ordination non contrainte permet d'opposer les sites présentant les compositions spécifiques les plus différentes.

Les scores moyens pondérés des espèces (wascores) ont également été calculés : la position d'une espèce sur un axe de la PCoA correspond à la moyenne pondérée des scores des sites, pondérée par l'abondance de cette espèce dans chacun d'eux. Les espèces apparaissent ainsi plus proches des sites auxquels elles sont associées.

2.9.2. Effets des caractéristiques structurelles sur les traversées

A. Relation entre la présence faunique et les variables structurelles

Un **test du χ^2 d'indépendance** a été réalisé afin d'évaluer s'il existe une relation entre la variable de présence animale (toutes espèces confondues) sur les ouvrages de franchissement et les variables suivantes liées aux caractéristiques structurelles des passages :

- **Type de passage** : inférieur ou supérieur ;
- **Usage du passage** : forestier/agricole, piétonnier ou transport routier ;
- **Type d'ILT franchie** : autoroute, nationale ou voie ferrée ;

Ce test permet ainsi de déterminer si la variable de présence animale est indépendante de ces variables structurelles (hypothèse nulle H_0) ou si, au contraire, il existe une association significative entre elles (hypothèse alternative H_1).

¹³ UPGMA = Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic averages

¹⁴ PCoA = Principal Coordinates Analysis

Les données utilisées correspondent aux observations nocturnes (de 19h à 7h), collectées entre le 26/04 et le 06/06, période durant laquelle toutes les caméras étaient fonctionnelles, à l'exception : du site 1, arrêté 7 jours, et du site 14, arrêté 9 jours.

Pour compenser ces arrêts, les jours manquants ont été remplacés par des périodes équivalentes précédant le 26/04.

La période d'étude a été divisée en intervalles de 30 minutes. Pour chaque site et chaque intervalle, la présence d'au moins une traversée (1) ou l'absence de traversée (0) a été enregistrée. Le nombre d'occurrences de « 1 » et de « 0 » a été calculé pour chaque modalité de la variable structurelle testée.

Les effectifs attendus pour chaque cellule du tableau croisé (présence/absence × modalités de la variable structurelle) sont calculés selon la loi d'indépendance :

$$E_{ij} = \frac{n_i \times n_j}{n}$$

Où E_{ij} est l'effectif attendu dans la cellule (ij), n_i la somme de la ligne i, n_j la somme de la colonne j, et n le total général.

Le χ^2 est ensuite obtenu en comparant les effectifs observés O_{ij} aux effectifs attendus E_{ij} , via :

$$\chi^2 = \sum_i \sum_j \frac{(O_{ij} - E_{ij})^2}{E_{ij}}$$

où O_{ij} représente l'effectif observé et E_{ij} l'effectif attendu sous l'hypothèse d'indépendance. Une différence significative entre les valeurs observées et attendues indique qu'il existe un lien statistique entre la présence animale et la variable structurelle concernée.

B. Relation entre paires de variables structurelles

Un **test du χ^2 d'indépendance** a été réalisé pour évaluer si certaines variables structurelles des ouvrages de franchissement sont associées entre elles, sur la base des fréquences de présence animale (toutes espèces confondues). L'analyse repose uniquement sur les tranches horaires de 30 minutes comportant au moins une traversée, entre 19h et 7h (voir données de présences au point A). Ces présences ont été agrégées selon les combinaisons de modalités de deux variables à la fois.

Deux combinaisons ont été testées :

- Type de passage × Usage du passage ;
- Type de passage × Type d'ILT franchie.

La combinaison Usage × ILT n'a pas été testée, car toutes les modalités ne sont pas compatibles entre elles.

Le test du χ^2 a été appliqué de la même manière qu'au point A.

2.9.3. Effets de la présence humaine sur la présence animale en journée

L'influence de la présence humaine en journée (7h–19h) sur la détection d'animaux a été testée à l'aide du **test exact de Fisher**, appliqué aux données collectées sur les sites piétonniers 8 à 12 entre le 10 avril et le 23 mai 2025, période durant laquelle toutes les caméras étaient actives et le résumé des détections d'humains disponible.

Chaque combinaison site × jour a été considérée comme une unité d'observation. Pour chaque jour et chaque site, deux variables binaires ont été renseignées :

- la présence humaine (au moins une détection humaine entre 7h et 19h),
- la présence animale (au moins une détection animale sur le même site et sur la même tranche horaire).

Ces données ont permis de construire un tableau de contingence 2×2 , croisant les modalités « Présent » / « Absent » pour les deux types de détection.

Le test exact de Fisher a été privilégié au test du χ^2 en raison de la faiblesse des effectifs dans certaines cellules du tableau, rendant l'approximation du χ^2 peu fiable.

Ce test évalue si la présence d'humains et celle d'animaux sont statistiquement indépendantes, c'est-à-dire si la probabilité de détection d'un animal varie selon la présence ou l'absence d'humains sur le site au même moment. Il repose sur le calcul exact des probabilités sous l'hypothèse d'indépendance, ce qui le rend particulièrement adapté pour les échantillons de petite taille.

Le test exact de Fisher fournit également un « odds ratio », qui mesure le rapport entre la probabilité de détection animale en présence humaine et celle en absence humaine. Une valeur de 1 indique une absence d'effet, une valeur inférieure à 1 suggère une probabilité moindre de détection animale en présence d'humains, et une valeur supérieure à 1 une probabilité plus élevée.

2.9.4. Corrélation entre densités d'ongulés et détections

Afin d'évaluer si les détections nocturnes reflètent les densités locales des ongulés, une analyse de corrélation a été réalisée entre les densités estimées de cerf élaphe (*Cervus elaphus*), de chevreuil (*Capreolus capreolus*) et de sanglier (*Sus scrofa*), et leur fréquence moyenne de détection par heure de fonctionnement nocturne (19h–7h).

Les données de détection intègrent l'ensemble des comportements observés à proximité des passages (traverse, ne traverse pas, passage indéterminé). Une corrélation de Pearson a été testée séparément pour chaque espèce.

3. Résultats

3.1. Jeu de données : images collectées

Les pièges photographiques ont pris un total de 281 534 photos sur la période d'étude, dont 157 273 photos restantes après le processus d'anonymisation réalisé par l'IA. Ces photos anonymisées ont été regroupées en 12 788 séquences de photos, regroupant les photos prises à moins de 2 minutes d'intervalles au sein d'une même séquence. Le détail du contenu de ces séquences est repris dans le **Tableau 3.1**. Celui-ci reprend aussi les séquences incluant des humains ou des véhicules non détectés par l'IA, et qui n'ont donc pas été supprimées avant le traitement des images.

L'**Annexe 10** présente une photo pour chacune des 8 espèces principalement observées.

Tableau 3.1. Résumé des séquences d'images de la période d'étude.

Contenu de la séquence	Nombre de séquences
Animal/Animaux (espèce identifiée)	1144
Animal/Animaux (espèce non identifiée)	70
Vide (fausse détection)	8524
Humain(s)	136
Véhicule(s)	2914
Total	12 788

3.2. Etude de l'utilisation des ouvrages de franchissement

3.2.1. Richesse spécifique des sites : détections totales et traversées

La richesse spécifique a été calculée pour chaque site à partir des détections nocturnes (entre 19h et 7h), afin de pouvoir comparer de manière la plus équitable possible l'ensemble des sites, qu'ils soient surveillés par des caméras actives en continu ou uniquement de nuit. Le nombre d'espèces détectées la nuit est présenté dans le **Tableau 3.2**, dans lequel les sites sont classés par richesse décroissante (du plus riche en haut vers le plus pauvre en bas).

Toutes les espèces détectées sur les différents sites n'ont pas forcément emprunté les passages concernés. C'est par exemple le cas du chevreuil sur les sites 2, 7, 10 et 14 ; du sanglier (*Sus scrofa*) sur les sites 7, 9 et 14 ; du cerf (*Cervus elaphus*) au site 7 ; et de la martre ou fouine au site 3.

La richesse spécifique des traversées nocturnes, tous sites confondus, s'élève à 10 espèces.

Tableau 3.2. Nombre de détections nocturnes enregistrées par espèce et par site, richesse spécifique observée sur base de l'ensemble des détections ou uniquement des traversées (cases bleutées). La part relative des traversées nocturnes de chaque espèce tous sites confondus est également présentée.

Code site	<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Erinaceus europaeus</i>	<i>Felis silvestris</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Martes marten/foina</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Procyon lotor</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Vulpes vulpes</i>	Nombre total d'espèces	Nombre d'espèces qui ont traversé
1.PI.A.F	1	2	1	36	40	50	118	19		25	9	9
7.PS.V.F	17	3		11	45	1	2	7	1	155	9	6
8.PS.N.F	2	9				2	2	1	42	16	7	7
11.PI.N.P	13			2		1	3	20		18	6	6
10.PS.N.P	1					4	8	2	1	24	5	6
2.PI.A.F	5			9		47		4		32	5	4
12.PS.N.P				1		3	1			17	4	4
3.PS.A.T	3					6		1		5	4	2
13.PI.N.T						27		3		14	3	3
14.PI.V.F	5								2		2	0
15.PI.V.T							5	1			2	1
9.PS.N.P	2								1		1	2
4.PI.V.F											0	0
Part relative des traversées nocturnes de l'espèce (%)	2,7	1,3	0,1	6,9	10,9	14,2	17,9	6,4	5,7	33,9		

Les passages à usage forestier/agricole détiennent pour la plupart les sites les plus riches en espèces, suivi par les passages piétonniers. Les ouvrages destinés au transport sont plus pauvres en espèces avec un maximum de 4 espèces détectées sur un des sites et de 3 espèces utilisant le passage sur un autre site.

Les deux types de passages (PI/PS) montrent, tous deux, des richesses spécifiques variables selon les sites, de même que les différents types d'ILT franchies (A/N/V).

Certaines espèces animales ont été détectées uniquement le jour sur certains sites et ne sont donc pas reprises dans le **Tableau 3.2**. On citera par exemple :

- *Mustela putorius* (site 7)
- *Sciurus vulgaris* (sites 7 et 8)
- *Capreolus capreolus* (site 12)
- *Oryctolagus cuniculus* (site 14)

3.2.2. Comportements par espèce : franchissements et non-franchissements

Toutes les détections enregistrées par les caméras ne correspondent pas à un franchissement réussi : 15 % relèvent d'apparitions sans traversée et 5 % d'événements indéterminés.

Les **Figures 3.1** (détections nocturnes) et **3.2** (détections diurnes) présentent, pour chaque espèce, la répartition des observations selon trois types de comportement : traversée réussie, non-traversée et passage indéterminé.

La **Figure 3.1** montre les comportements observés la nuit (19h–7h) sur l'ensemble des ouvrages de franchissement suivis. La majorité des espèces détectées durant cette plage horaire utilise effectivement les passages. Toutefois, certaines, comme le chevreuil (*Capreolus capreolus*), présentent une répartition plus équilibrée entre traversées et non-traversées. En termes de fréquence de franchissements nocturnes, le renard (*Vulpes vulpes*) est l'espèce la plus active, suivi du blaireau (*Meles meles*), de la martre ou fouine (*Martes martes/foina*), et du lièvre (*Lepus europaeus*) par exemple.

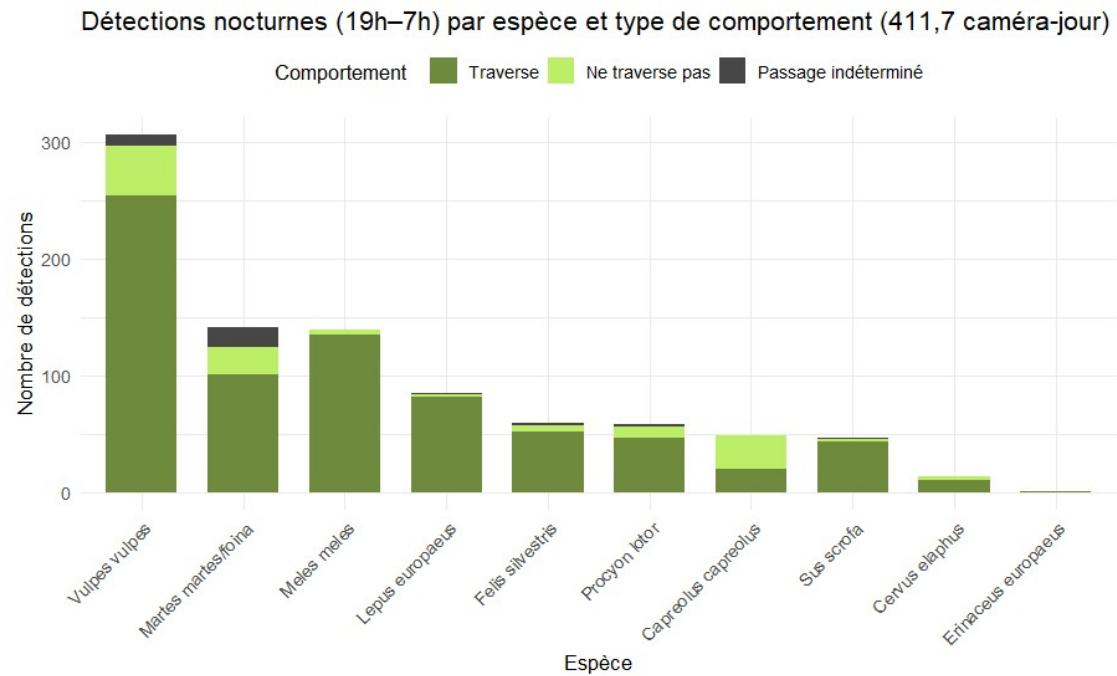


Figure 3.1. Détections nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et type de comportement.

La **Figure 3.2** présente les détections en journée (7h–19h), uniquement sur les sites suivis en continu. Le nombre total de détections diurnes est nettement plus faible que celui observé la nuit, avec un maximum de 15 détections pour le chevreuil. Certaines espèces, comme le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) et le chevreuil, sont plus souvent observées à proximité des ouvrages qu'en train de les franchir.

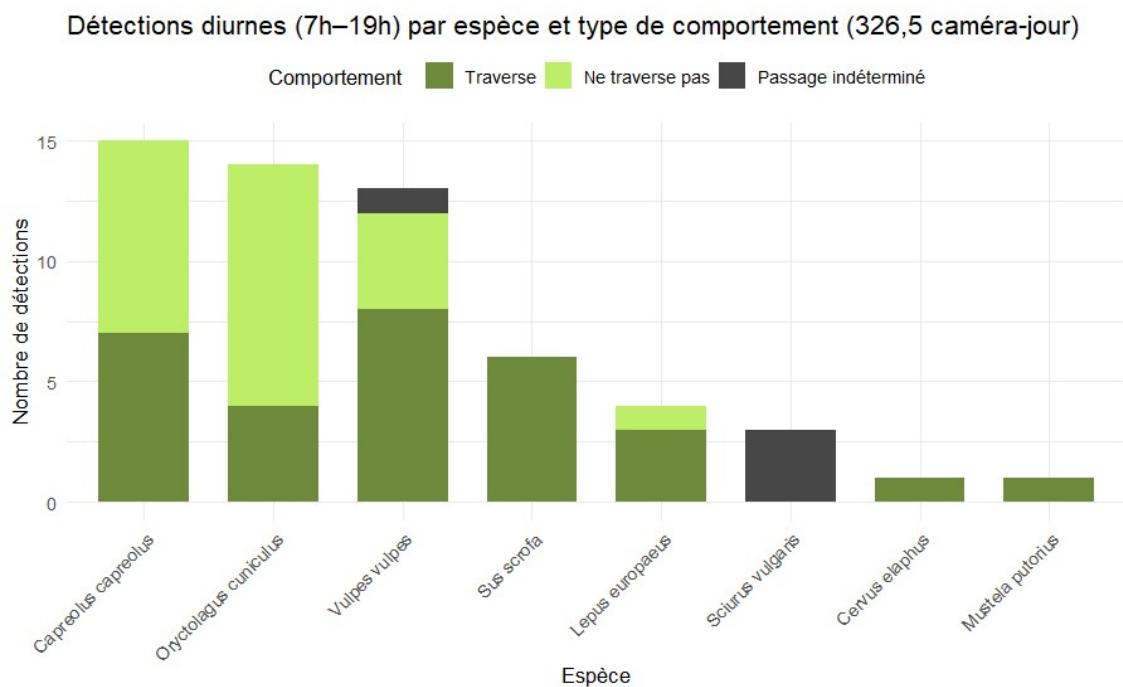


Figure 3.2. Détections diurnes (7-19h) tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et type de comportement.

3.2.3. Types d'infrastructures linéaires de transport (ILT) franchies par espèce

Toutes espèces confondues, sur l'ensemble de la période nocturne (entre 19h et 7h) de l'étude, les ouvrages autoroutiers ont été utilisés 332 fois, ceux associés aux nationales 209 fois, et ceux liés aux voies ferrées 176 fois.

La **Figure 3.3** reprend le nombre de traversées nocturnes par espèce, ventilé selon le type d'ILT traversée. Les traversées diurnes, plus faibles, sont reprises à l'**Annexe 11**.

Les espèces détectées la nuit n'ont pas toutes emprunté les ouvrages associés à chacun des types d'ILT.

Les ouvrages autoroutiers ont été utilisés principalement, dans l'ordre décroissant, par le blaireau (*Meles meles*), la martre ou la fouine (*Martes martes/foina*), le renard (*Vulpes vulpes*), le lièvre (*Lepus europaeus*), le chat forestier (*Felis silvestris*) et le raton laveur (*Procyon lotor*), avec quelques rares traversées du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du cerf (*Cervus elaphus*) et du hérisson (*Erinaceus europaeus*).

Les passages traversant des nationales ont été utilisés par le chevreuil, le cerf et le sanglier (*Sus scrofa*), ainsi que par le renard, la martre ou la fouine, le raton laveur, le blaireau, et, plus occasionnellement, le chat forestier (3 traversées détectées).

Les ouvrages ferroviaires ont été empruntés la nuit par le renard, le lièvre, le chat forestier, le blaireau et le raton laveur.

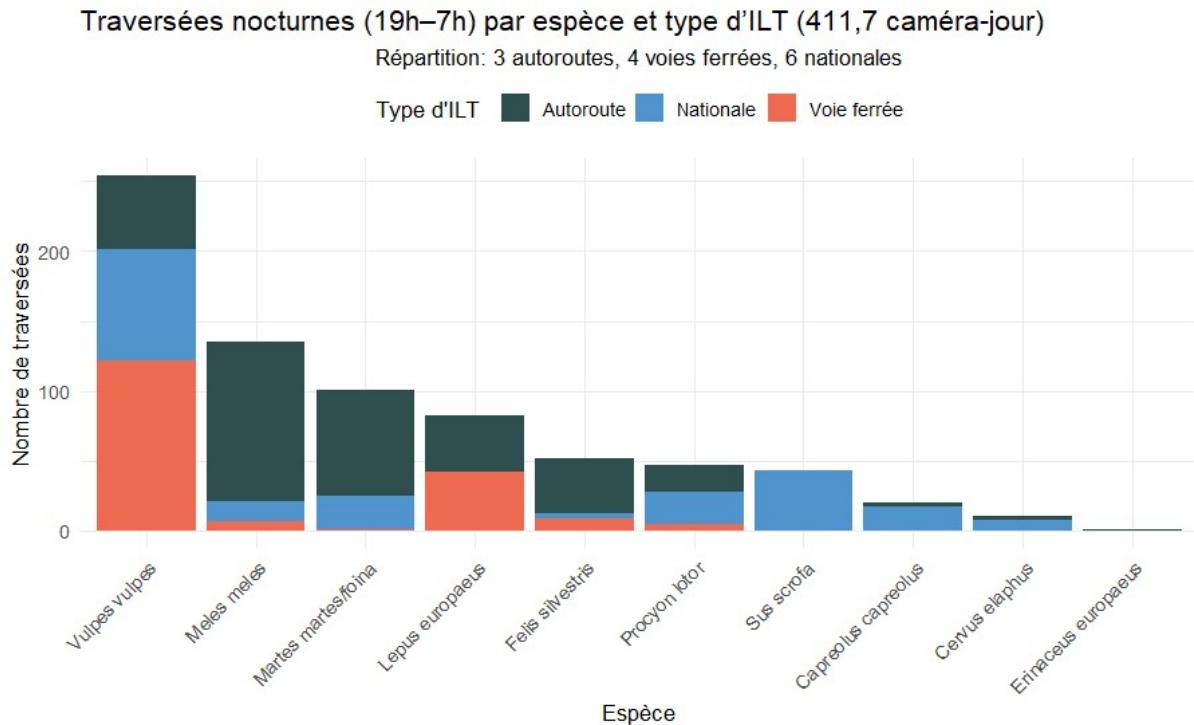


Figure 3.3. Traversées nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et par type d'ILT franchie.

3.2.4. Types de passages franchis par espèce

Lors de la période nocturne (19h-7h), les passages inférieurs ont été utilisés 418 fois et les passages supérieurs 299 fois.

La **Figure 3.4** présente le nombre de franchissements nocturnes enregistrés pour chaque espèce, en distinguant les deux types de passages.

Certaines espèces, comme le blaireau (*Meles meles*), la martre ou la fouine (*Martes martes/foina*), le chat forestier (*Felis silvestris*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) ou encore le raton laveur (*Procyon lotor*), ont été majoritairement détectées sur des passages inférieurs. À l'inverse, le renard (*Vulpes vulpes*) et le cerf (*Cervus elaphus*), ont davantage emprunté les passages supérieurs. Le sanglier (*Sus scrofa*) n'a quant à lui été observé qu'en franchissement de PS. Pour le lièvre (*Lepus europaeus*), les franchissements ont été observés de manière plus équilibrée entre les deux types d'ouvrages.

Les traversées enregistrées de jour sont présentées en **Annexe 12**.

Traversées nocturnes (19h–7h) par espèce et type de passage (411,7 caméra-jour)

Répartition: 7 passages inférieurs (PI), 6 passages supérieurs (PS)

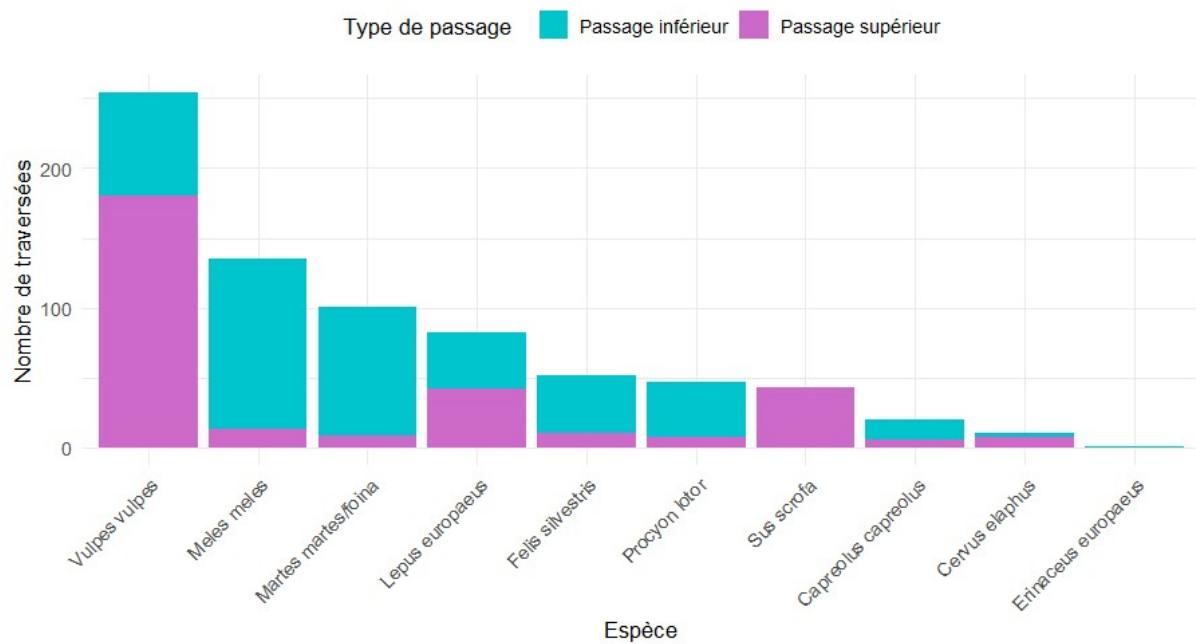


Figure 3.4. Traversées nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et par type de passage franchi.

3.2.5. Usages des passages franchis par espèce

De nuit, la faune a utilisé 500 fois les passages forestiers/agricoles, 185 fois les ouvrages piétonniers et 32 fois les passages destinés au transport routier.

La **Figure 3.5** présente le nombre de traversées nocturnes (entre 19h et 7h) enregistrées par espèce pour chacun de ces types d'usage.

Toutes les espèces n'ont pas été observées en train d'emprunter les trois types de passages. La majorité des traversées ont été réalisées via des passages à usage forestier ou agricole, notamment par le renard (*Vulpes vulpes*), le blaireau (*Meles meles*), la martre/fouine (*Martes martes/foina*), le lièvre (*Lepus europaeus*) et le chat forestier (*Felis silvestris*). Les passages à usage piétonnier constituent la deuxième catégorie la plus utilisée, avec des traversées observées chez le renard, le sanglier (*Sus scrofa*), le raton laveur (*Procyon lotor*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le blaireau, la martre/fouine et le cerf (*Cervus elaphus*).

Enfin, les passages routiers ont été franchis plus marginalement, notamment par le renard, le blaireau, la martre/fouine, le chevreuil et le raton laveur.

Le graphique représentant les traversées diurnes est présenté en **Annexe 13**.

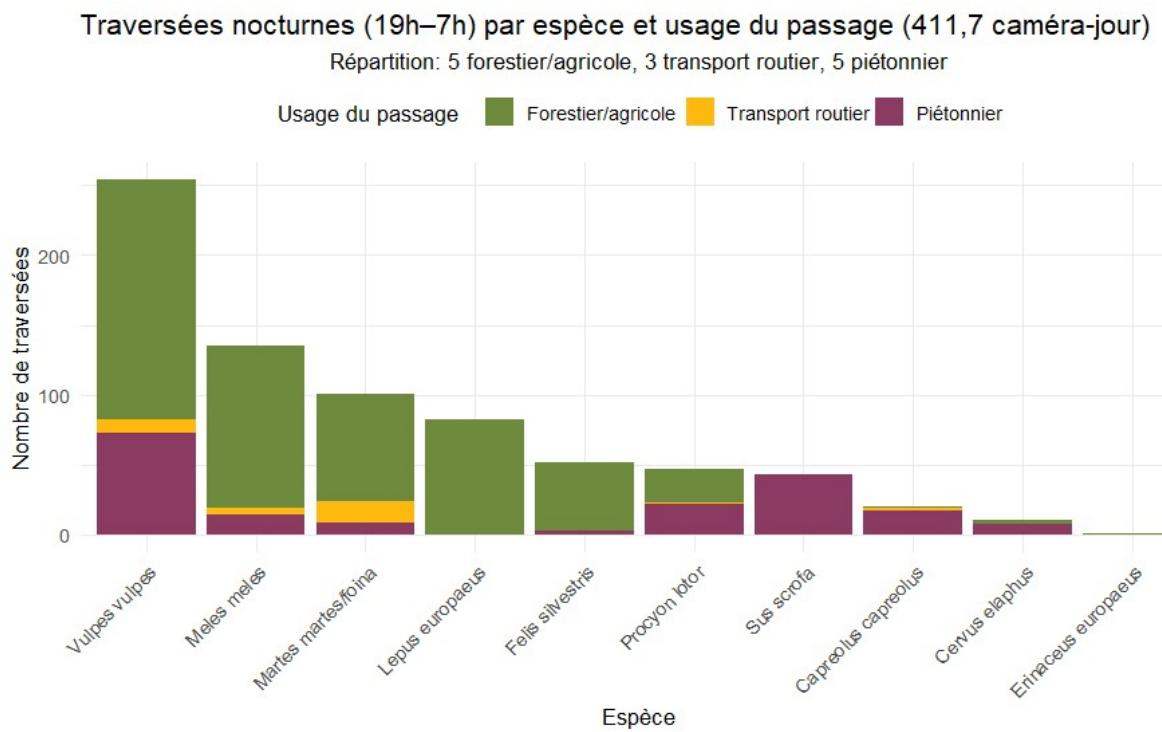


Figure 3.5. Traversées nocturnes (19-7h) tout ouvrage de franchissement confondu par espèce et par type d'usage des passages.

3.2.6. Variabilité temporelle des traversées nocturnes par site

Le nombre moyen de traversées nocturnes par semaine toutes espèces confondues peut varier plus ou moins fortement en fonction du site et de la période étudiée (**Figure 3.6**). Les périodes correspondent aux relevés bimensuels des caméras et sont au nombre de cinq pour la plupart des caméras et quatre pour les sites 3 et 8.

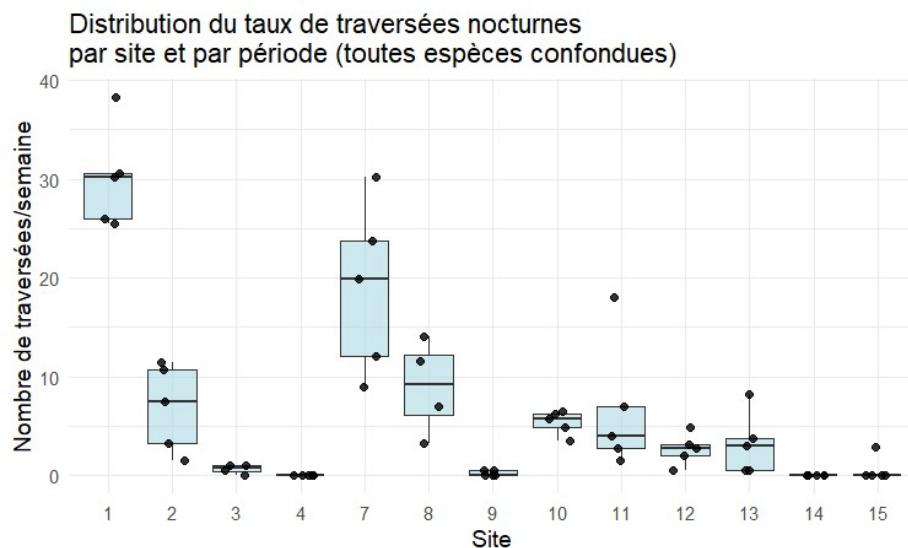


Figure 3.6. Distribution du taux de traversées nocturnes hebdomadaires par site et par période.

Les écarts observés entre les périodes pour les sites 7 et 11 sont particulièrement importants : les traversées moyennes varient du simple au triple et du simple au double respectivement.

L'évolution temporelle de ces données est également présentée à la **Figure 3.7** pour les sites montrant les écarts les plus notables (sites 1, 2, 7, 8, 11 et 13).

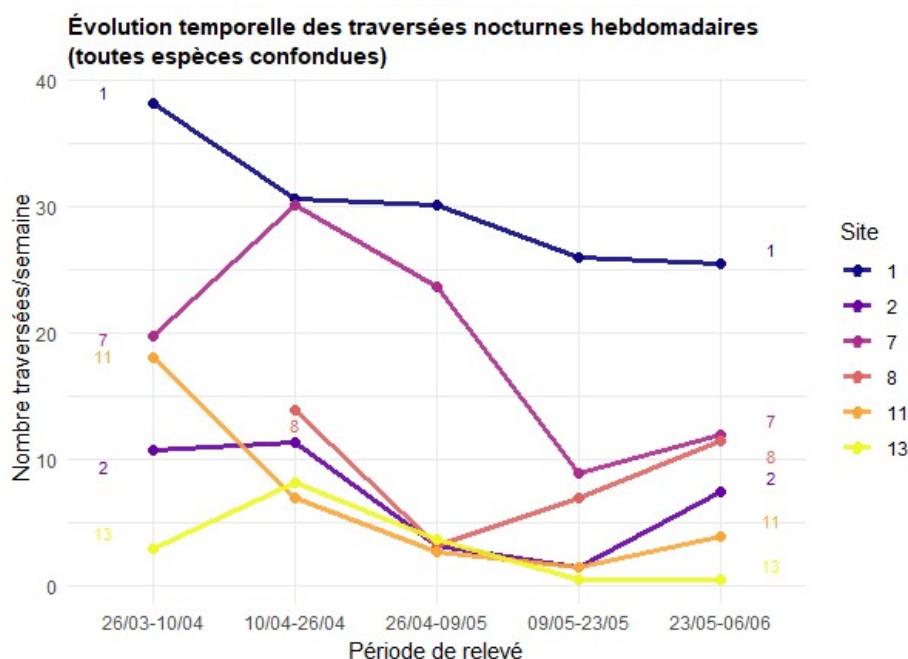


Figure 3.7. Evolution temporelle des traversées nocturnes hebdomadaires au cours des périodes de relevés pour les sites montrant une évolution notable.

3.2.7. Analyse des communautés : composition spécifique et fréquences de traversée par site

A. Préparation des données

Le **Tableau 3.3** présente les abondances nocturnes hebdomadaires moyennes des traversées par espèce et par site.

Tableau 3.3. Nombre moyen de traversées nocturnes par semaine (entre 19h et 7h) selon les espèces et les ouvrages de franchissement (ID site).

Code site	<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Erinaceus europaeus</i>	<i>Felis silvestris</i>	<i>Lepus europaeus</i>	<i>Martes martes/foina</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Procyon lotor</i>	<i>Vulpes vulpes</i>	<i>Sus scrofa</i>	Total
1.PI.A.F	0.108	0.215	0.108	3.554	4.308	5.062	12.277	1.831	2.369		29.831
2.PI.A.F				0.680		2.816		0.194	2.719		6.409
3.PS.A.T	0.297								0.445		0.742
4.PI.V.F											0.000
7.PS.V.F				0.913	4.261	0.101	0.203	0.507	12.377		18.362
8.PS.N.P	0.246	0.982				0.246	0.246	0.123	1.965	5.158	8.965
9.PS.N.P	0.203										0.203
10.PS.N.P						0.433	0.866	0.216	2.381	0.108	4.005
11.PI.N.P	1.319			0.203		0.101	0.304	1.928	1.826		5.681
12.PS.N.P				0.106		0.212	0.106		1.803		2.227
13.PI.N.T						1.799		0.120	0.719		2.638
14.PI.V.F											0.000
15.PI.V.T							0.648				0.648

Le tableau montre que la majorité des traversées enregistrées, tous sites et espèces confondus, correspondent à moins d'une traversée par semaine. Seules deux espèces dépassent clairement ce seuil : le blaireau, qui atteint une moyenne de 12,3 traversées hebdomadaires au site 1, et le renard, avec une moyenne similaire au site 7.

Le renard est également l'espèce la plus largement répartie dans le réseau de suivi, avec des franchissements observés sur 9 sites sur les 13. Il est suivi par la martre ou la fouine, présente sur 8 sites, puis par le raton laveur et le blaireau, tous deux détectés sur 7 sites. Certaines espèces, comme le chevreuil, le cerf et le raton laveur, ont été observées à des fréquences toujours inférieures à deux traversées par semaine, quel que soit le site. D'autres présentent au contraire des variations d'abondance plus marquées selon les sites, à l'image du chat forestier, dont les traversées sont principalement concentrées au site 1, de la martre ou fouine au site 1, du sanglier au site 8, ou encore du renard, qui dépasse les deux traversées hebdomadaires sur plusieurs sites.

B. Regroupement des sites

Les sites les plus similaires en terme de composition spécifique, prenant en compte les abondances, ont été associés et sont présentés sous la forme d'un dendrogramme à la **Figure 3.8**.

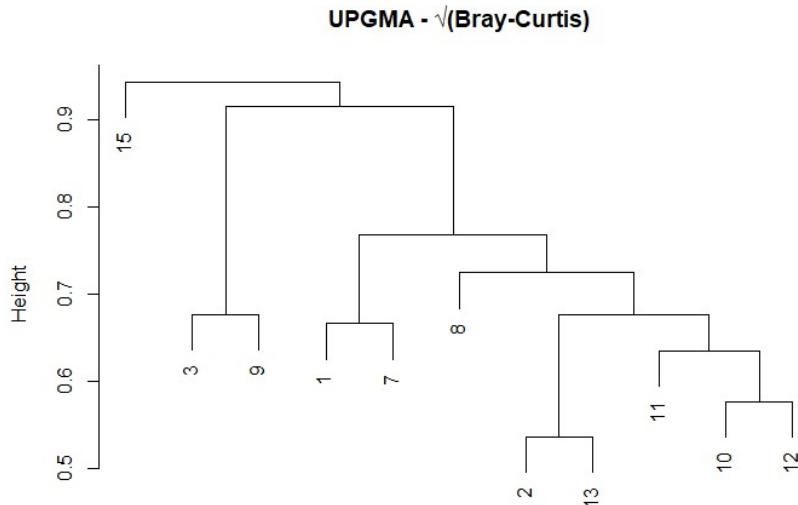


Figure 3.8. Dendrogramme résultant du regroupement hiérarchique réalisé via la méthode des liens moyens (UPGMA) sur base de la racine carrée des distances de Bray-Curtis.

Quatre groupes de sites similaires ont été identifiés (**Tableau 3.4**):

Tableau 3.4. Groupes identifiés sur base du dendrogramme présentant les sites associés via la méthode à liens moyens (UPGMA).

Group	Code site					
A	2.PI.A.F,	13.PI.N.T	10.PS.N.P	12.PS.N.P	11.PI.N.P	8.PS.N.F
B	1.PI.A.F	7.PS.V.F				
C	3.PS.A.T	9.PS.N.P				
D	15.PI.V.T					

Les sites les plus similaires se trouvent vers le bas du dendrogramme car les distances de Bray-Curtis, représentant la dissimilarité entre les sites, sont faibles. Les deux sites les plus similaires sont les sites 2 et 13, suivis des sites 10 et 12, puis du groupe de sites 10, 12 et 11 et ainsi de suite. Le site 15 n'est groupé à aucun autre site car sa composition spécifique est propre à lui seul.

C. Ordination des sites

Les résultats de l'ordination (**PCoA**) réalisée à partir des **abondances** moyennes hebdomadaires de traversées nocturnes, peuvent être visualisés dans les figures suivantes.

La **Figure 3.9** illustre les deux premiers axes de l'ordination, qui expliquent respectivement 38,6 % (axe 1) et 26,5 % (axe 2) de la variance totale. Dans ce plan, les sites 3 et 9 apparaissent comme les plus dissemblables des autres selon l'axe 1, tandis que le site 15 se distingue davantage sur l'axe 2. À l'inverse, plusieurs sites se regroupent spatialement, traduisant des compositions relativement similaires, notamment les sites 2 et 13, ainsi que 1, 7, 10, 11, 12 et 8.

La projection des espèces sur ce même plan met en évidence certaines associations. Par exemple, *Lepus europaeus* (lièvre d'Europe) est spatialement proche des sites 1 et 7, suggérant une affinité de cette espèce avec ces sites. De même, *Capreolus capreolus* (chevreuil) est positionné à proximité des sites 3, 9, 8 et 11, indiquant sa présence et une fréquence de traversées plus importante sur ces passages.

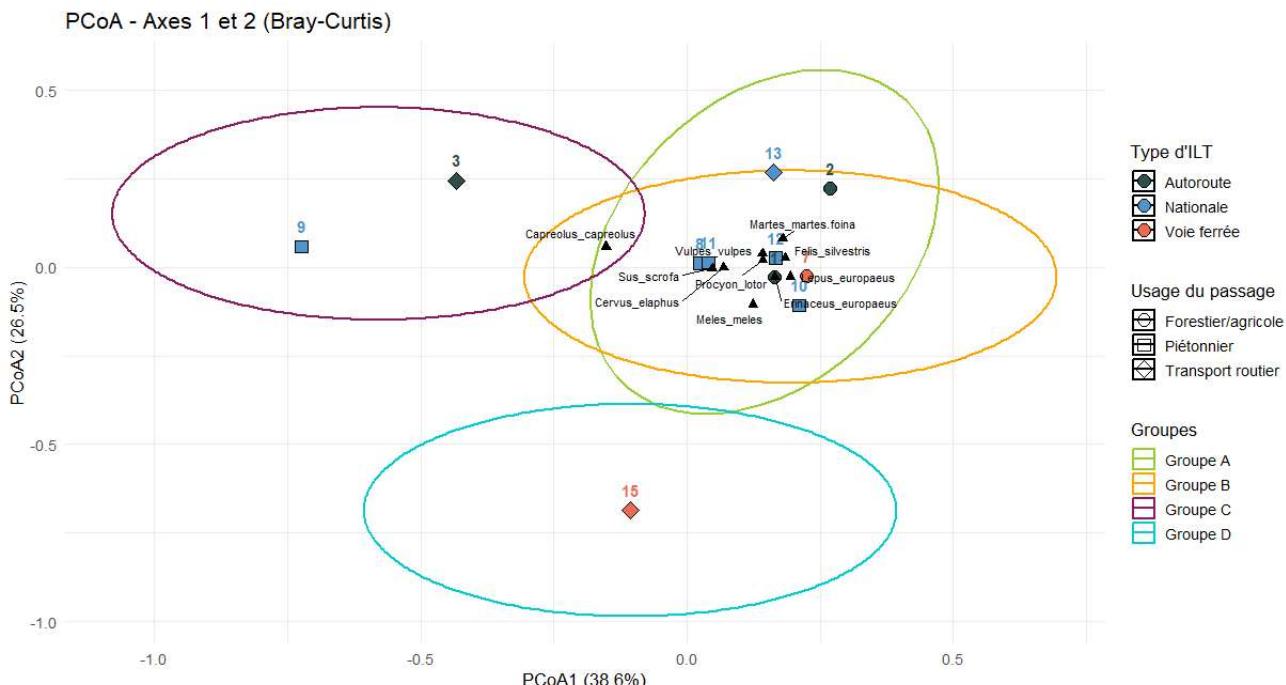


Figure 3.9. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 1 et 2 sont représentés, expliquant respectivement 38,6 % et 26,5 % de la variance totale.

La **Figure 3.10** présente la projection selon les axes 1 et 3, ce dernier expliquant 16,4 % de la variance. On y observe un regroupement marqué des sites 1 et 7, suggérant une composition similaire. De même, les sites 10, 12 et 13 sont également rapprochés, tandis que *Sus scrofa* (sanglier) se distingue par sa position proche du site 8, traduisant une utilisation marquée de ce passage par l'espèce.

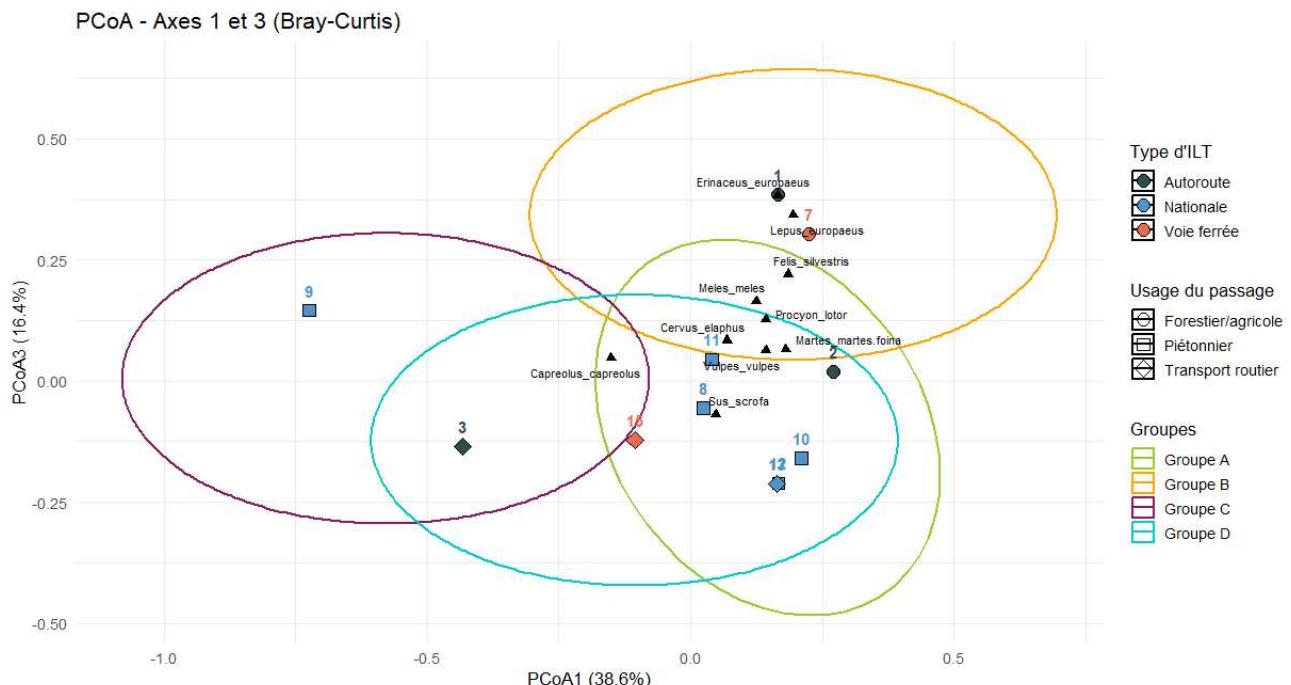


Figure 3.10. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 1 et 3 expliquent respectivement 38,6 % et 16,4 % de la variance. Les sites 12 et 13 se chevauchent dans l'espace graphique.

Les projections selon les axes 2 et 3 ainsi que 3 et 4 sont disponibles en **Annexes 14 et 15** et permettent de compléter l'interprétation de la distribution des sites et des espèces dans l'espace d'ordination multidimensionnel.

3.2.8. Effets des caractéristiques structurelles sur les traversées

A. Relation entre la présence faunique et les variables structurelles

Les tableaux 3.4 à 3.6 présentent les valeurs observées et attendues de présence/absence faunique (toutes espèces confondues) selon trois variables structurelles : le type de passage, le type d'ILT franchie et l'usage du passage.

Pour le type de passage, les passages inférieurs présentent une fréquence de présence observée supérieure à celle attendue, tandis que les passages supérieurs en présentent une inférieure (**Tableau 3.5**). Ces écarts donnent lieu à un test du χ^2 significatif, indiquant que la présence nocturne d'animaux dépend du type de passage (**Tableau 3.8**).

Concernant le type d'ILT franchie, les présences sont plus nombreuses que prévu sur les autoroutes et les voies ferrées, et moins fréquentes sur les nationales (**Tableau 3.6**). Le test du χ^2 révèle également une dépendance significative entre cette variable et la présence animale (**Tableau 3.8**).

Enfin, pour l'usage du passage, les valeurs observées sont nettement supérieures aux valeurs attendues pour les usages forestiers/agricoles, et inférieures pour les usages piétonniers et routiers. (**Tableau 3.7**) Là encore, le test du χ^2 montre une différence très significative (**Tableau 3.8**).

En résumé, aucune des variables structurelles étudiées n'est indépendante de la présence faunique nocturne. Le type de passage, le type d'ILT franchie et l'usage du passage influencent tous significativement la fréquence des traversées observées.

Tableau 3.5. Valeurs observées et attendues de présence ou d'absence de traversées nocturnes (toutes espèces confondues), par tranches horaires de 30 minutes, selon le type de passage.

	Valeurs observées			Valeurs attendues		
	PI	PS	Total	PI	PS	Total
Présence	173	144	317	127.72	189.28	317.00
Absence	3912	5910	9822	3957.28	5864.72	9822.00
Total	4085	6054	10139	4085.00	6054.00	10139.00

Tableau 3.6. Valeurs observées et attendues de présence ou d'absence de traversées nocturnes (toutes espèces confondues), par tranches horaires de 30 minutes, selon le type d'ILT franchie.

	Valeurs observées				Valeurs attendues			
	Autoroute	Nationale	Voie ferrée	Total	Autoroute	Nationale	Voie ferrée	Total
Présence	161	78	78	317	96.17	189.28	31.55	317.00
Absence	2915	5976	931	9822	2979.83	5864.72	977.45	9822.00
Total	3076	6054	1009	10139	3076.00	6054.00	1009.00	10139.00

Tableau 3.7. Valeurs observées et attendues de présence ou d'absence de traversées nocturnes (toutes espèces confondues), par tranches horaires de 30 minutes, selon l'usage du passage.

	Valeurs observées				Valeurs attendues			
	Forestier/ agricole	Piétonnier	Transport	Total	Forestier/ agricole	Piétonnier	Transport	Total
Présence	234	72	11	317	96.17	157.73	63.09	317.00
Absence	2842	4973	2007	9822	2979.83	4887.27	1954.91	9822.00
Total	3076	5045	2018	10139	3076.00	5045.00	2018.00	10139.00

Tableau 3.8. Résultats : tests du χ^2 entre la variable de présence et les variables structurelles.

	χ^2	ddl ¹⁵	p-valeur
Type de passage-Présence/absence	27.75	1	1.3779E-07 ***
Type d'ILT franchie-Présence/absence	183.25	2	1.6095E-40 ***
Usage du passage-Présence/absence	296.40	2	4.3344E-65 ***

¹⁵ ddl : degrés de liberté

B. Relation entre paires de variables structurelles

Les résultats montrent que certaines combinaisons de variables structurelles influencent significativement la répartition des traversées nocturnes.

Le croisement entre le type de passage et son usage révèle des écarts marqués par rapport aux fréquences attendues sous hypothèse d'indépendance (**Tableau 3.9**). Les passages inférieurs à usage forestier/agricole sont plus utilisés que prévu, tandis que ceux à usage piétonnier le sont moins. À l'inverse, les passages supérieurs sont davantage empruntés dans un contexte piétonnier et moins dans un usage forestier/agricole. Les effectifs très faibles observés pour les passages dédiés au transport limitent un peu la robustesse de l'approximation du test, mais le χ^2 reste significatif, indiquant une association entre les deux variables (**Tableau 3.11**).

Le croisement entre le type de passage et le type d'ILT franchie met en évidence des écarts très nets entre les valeurs observées et attendues (**Tableau 3.10**). Les passages inférieurs sont plus utilisés que prévu pour franchir les autoroutes, tandis que c'est le raisonnement inverse pour les passages supérieurs. Les passages supérieurs pour les nationales et voies ferrées sont plus empruntés que prévu, contrairement aux passages inférieurs. La répartition des traversées selon ces combinaisons diffère nettement de celle attendue, comme en témoigne la valeur du χ^2 (**Tableau 3.11**).

Ces résultats confirment que les traversées nocturnes ne sont pas distribuées indépendamment entre les différentes combinaisons de modalités structurelles, mais au contraire influencées par elles.

Tableau 3.9. Valeurs observées et attendues de présence de traversées nocturnes (par tranches horaires de 30 minutes, toutes espèces confondues) selon la combinaison *type de passage* \times *usage du passage*.

	Valeurs observées				Valeurs attendues			
	Forestier/ agricole	Piétonnier	Transport	Total	Forestier/ agricole	Piétonnier	Transport	Total
PI	156	11	6	173	127.70	39.29	6.00	173.00
PS	78	61	5	144	106.30	32.71	5.00	144.00
Total	234	72	11	317	234.00	72.00	11.00	317.00

Tableau 3.10. Valeurs observées et attendues de traversées nocturnes (par tranches horaires de 30 minutes, toutes espèces confondues) selon la combinaison *type de passage* \times *type d'ILT franchie*.

	Valeurs observées				Valeurs attendues			
	Autoroute	Nationale	Voie ferrée	Total	Autoroute	Nationale	Voie ferrée	Total
PI	156	17	0	173	87.86	42.57	42.57	173.00
PS	5	61	78	144	73.14	35.43	35.43	144.00
Total	161	78	78	317	161.00	78.00	78.00	317.00

Tableau 3.11. Résultats des tests du χ^2 entre paires de variables structurelles (présences uniquement).

	χ^2	ddl ¹⁵	p-valeur
Type de passage-Usage du passage	58.65	2	1.837E-13***
Type de passage-Type d'ILT franchie	243.83	2	1.1302E-53***

3.2.9. Effets de la présence humaine sur la présence animale en journée

Le **Tableau 3.12** présente le tableau de contingence croisant, pour chaque site piétonnier et chaque jour entre le 10 avril et le 23 mai 2025, la présence ou l'absence d'humains et d'animaux durant la journée (7h–19h). Chaque cellule correspond au nombre de combinaisons site × jour observées pour chacune des modalités.

Tableau 3.12. Tableau de contingence 2×2 du nombre de jours de présences/absences humaines et animales en journée (7h–19h).

	Animal présent (jours)	Animal absent (jours)	Total (jours)
Humain présent (jours)	5	79	84
Humain absent (jours)	7	129	136
Total (jours)	12	208	220

Le test exact de Fisher appliqué à ce tableau retourne une valeur de $p = 0.770$, indiquant qu'aucune association statistique significative n'a été détectée entre les deux variables. L'odds ratio est estimé à 0.86, avec un intervalle de confiance à 95 % compris entre 0.23 et 3.55. Cela signifie que, sur la base des données disponibles, la probabilité de détection animale ne semble pas différer systématiquement selon la présence ou l'absence d'humains en journée. Toutefois, l'intervalle de confiance relativement large traduit une incertitude importante autour de cette estimation.

3.2.1. Corrélation entre densités estimées d'ongulés et détections

Parmi les trois espèces étudiées, seule la corrélation entre l'indicateur de densité du cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et le nombre moyen de détections nocturnes est significative (**Annexe 16**). Cela suggère qu'une densité plus élevée de cerfs autour des sites est associée à un plus grand nombre d'observations nocturnes. Toutefois, cette relation doit être interprétée avec prudence, car l'espèce n'a été détectée que sur trois sites.

Bien que la relation pour le sanglier est non-significative ($r = +0.675$, $p = 0.2108$), l'espèce a été détectée majoritairement au site 8, où l'indicateur de densité est le plus élevé.

Les données utilisées pour ces tests sont présentées dans le **Tableau 3.13**.

Tableau 3.13. Indicateur de la densité d'ongulés (nombre de tirs/1000ha de forêt), nombre total de détections nocturnes et nombre moyen de détections par heure pour chaque ouvrage de franchissement.

		Nombre de détections			Nombre moyen de détections par heure			Indicateur de densité (#tirs/1000ha de forêt)		
ID site	Effort (h)	Capreolus capreolus	Cervus elaphus	Sus scrofa	Capreolus capreolus	Cervus elaphus	Sus scrofa	Capreolus capreolus	Cervus elaphus	Sus scrofa
1	780	1	2	0	0.0013	0.0026	0.0000	75.95	6.33	12.66
2	865	5	0	0	0.0058	0.0000	0.0000	81.05	22.44	19.95
3	566	3	0	0	0.0053	0.0000	0.0000	81.05	22.44	19.95
4	864	0	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	37.38	11.92	6.5
7	828	17	3	1	0.0205	0.0036	0.0012	4.19	15.15	11.28
8	684	2	9	42	0.0029	0.0132	0.0614	23.84	98.18	116.41
9	828	2	0	1	0.0024	0.0000	0.0012	11.18	11.18	13.75
10	776	1	0	1	0.0013	0.0000	0.0013	28.65	5.21	30.21
11	828	13	0	0	0.0157	0.0000	0.0000	51.28	12.82	19.23
12	792	0	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	51.28	12.82	19.23
13	701	0	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	37.7	1.64	24.59
14	720	5	0	2	0.0069	0.0000	0.0028	44.81	5.01	106.78
15	648	0	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	44.81	3.79	106.78

3.3. Etude de l'utilisation des ouvertures de clôtures

Au niveau des deux ouvertures de clôtures étudiées, les caméras ont détecté respectivement 10 traversées pour le site 5 et aucune traversée au site 6.

Le site 5 a enregistré six passages de fouine ou martre, un passage de renard, un passage de raton laveur et deux passages d'individus qui n'ont pas pu être identifiés à cause de la qualité d'image.

Le total des détections avec les différents comportements observés pour les deux ouvertures est repris dans les **Figure 3.14** et **Figure 3.15**.

Détections par espèce – Site 5

Type de passage : OC | ILT traversée : autoroute | Effort : 55.07 caméra.jour

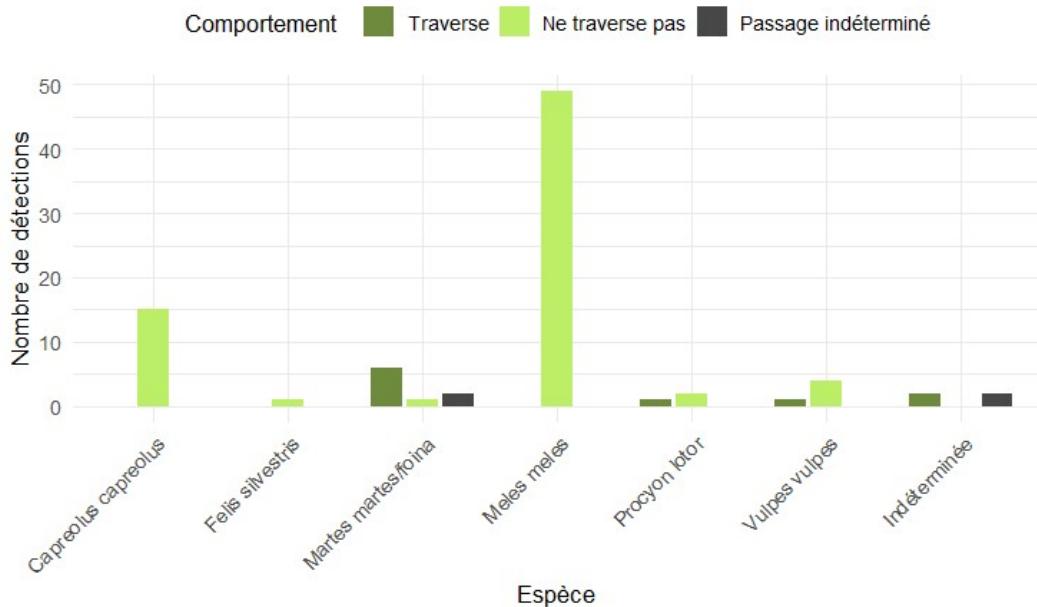


Figure 3.13. Total des détections enregistrées au site 5 (ouverture de clôture) selon l'espèce et le comportement observé.

Détections par espèce – Site 6

Type de passage : OC | ILT traversée : autoroute | Effort : 16.56 caméra.jour

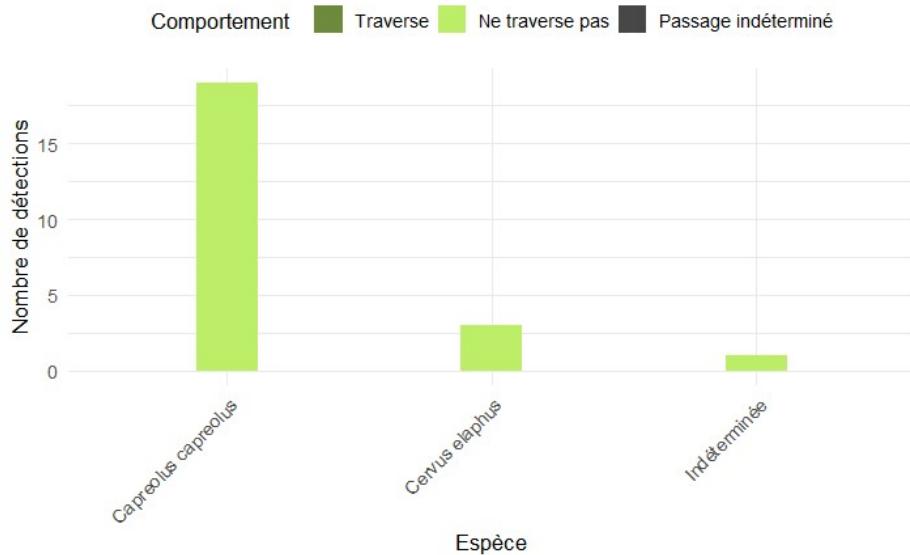


Figure 3.14. Total des détections enregistrées au site 6 (ouverture de clôture) selon l'espèce et le comportement observé.

4. Discussion

4.1. Utilisation des ouvrages de franchissement par la faune

La présente étude, menée dans les massifs forestiers de la Vallée de la Semois, a permis de recenser 801 traversées d'animaux sauvages à travers 13 ouvrages d'art, sur un total de 1 003 détections animales nocturnes et diurnes enregistrées entre le 26 mars et le 6 juin 2025.

En accord avec l'hypothèse formulée, les ouvrages initialement non dédiés au passage de la faune sont bien utilisés, et leur fréquentation varie selon les espèces. Toutes les structures étudiées, à l'exception d'une seule, ont été empruntées au moins une fois par un animal sauvage au cours de la période d'étude. Sur l'ensemble des détections, 80 % correspondent à des traversées réussies, 15 % à des apparitions sans franchissement et 5 % à des cas indéterminés.

Au total, 12 espèces ont traversé au moins un ouvrage, dont deux uniquement en période diurne. Les mammifères de taille moyenne constituent la plus grande part d'utilisation sur toute la période d'étude (88,1 %). Le renard et le blaireau sont les deux espèces les plus fréquentes, avec 33,6 % et 17,2 % des traversées totales respectivement. Les espèces ayant utilisé la plus grande diversité d'ouvrages sont le renard, la fouine (ou martre), le blaireau et le raton laveur. Les petits mammifères, comme le hérisson, le lapin de garenne ou le putois, n'ont été détectés que rarement (0,8 %), probablement en raison de leur faible masse corporelle, qui réduit leur détectabilité par les caméras (Hofmeester et al., 2019). La fréquence des franchissements des grands mammifères est faible (11,1 %), en accord avec Asari et al. (2020). Plusieurs éléments peuvent l'expliquer. Très présents dans le sud de la Wallonie, les sangliers sont peu observés sur ou près des ouvrages car ils franchissent certainement les ILT à niveau, comme le suggèrent les collisions estimées sur les routes wallonnes (Morelle et al., 2013). Ils traversent même des autoroutes malgré les clôtures (Frantz et al., 2012), et empruntent les passages à faune disponibles (Dobiáš & Gleich, 2010; M. Duchâteau, comm. pers., 14 août 2025). Les cerfs, à l'inverse, se montrent plus réticents face aux autoroutes (Licoppe, 2006; Vassant et al., 1993) mais parviennent à traverser directement les nationales et voies ferrées (Borda-de-Água et al., 2017; Fonteneau, 2023). Leur usage des passages à faune varie fortement selon les études (Dobiáš & Gleich, 2010; Glista et al., 2009). Les chevreuils sont impliqués dans une part importante des collisions routières (Håkansson, 2020; Morelle et al., 2013), traversent les rails sans problème (Kušta et al., 2014) et utilisent les passages à faune (Glista et al., 2009), apparemment plus fréquemment que les cerfs (M. Duchâteau, comm. pers., 14 août 2025).

Ces observations sont cohérentes avec les travaux antérieurs montrant que la faune utilise les passages non dédiés, qu'il s'agisse de passages supérieurs asphaltés (Asari et al., 2020) ou de passages inférieurs menant à des routes secondaires (Bhardwaj et al., 2020; Ng et al., 2004; Warnock-Juteau et al., 2022), en complément des passages à faune peu nombreux.

À Habay, deux ouvrages à usage anthropique proches du passage à faune de l'E411 sont assez bien fréquentés : en moyenne 30 et 6 traversées par semaine toutes espèces confondues, contre environ 4 traversées par semaine sur le passage à faune (M. Duchâteau, comm. pers., 14 août 2025). Ces chiffres restent à interpréter avec prudence, les protocoles différant entre la présente

étude et celle de M. Duchâteau. D'après les premiers résultats, la fréquentation des passages dédiés, notamment celui d'Habay, se distingue toutefois des passages non dédiés : les grands mammifères semblent y être plus nombreux (M. Duchâteau, comm. pers., 14 août 2025).

Les résultats présentés montrent qu'il est préférable de déployer un réseau de petits passages plutôt que de construire un unique ouvrage de grande envergure (Helldin, 2022; Karlson et al., 2017). Pour restaurer et maintenir les déplacements d'un large éventail d'espèces, les efforts devraient donc à la fois créer de nouveaux passages à faune et favoriser la co-utilisation faune-humains d'ouvrages existants à fréquentation modérée (van der Ree & van der Grift, 2015; Warnock-Juteau et al., 2022).

Les taux moyens de traversées restent néanmoins faibles pour la plupart des espèces et ouvrages étudiés : dans 62,5 % des cas, on observe moins d'une traversée nocturne par semaine pour un couple espèce-ouvrage donné.

Ces taux, bien que modestes, ne sont pas négligeables pour l'évaluation de la perméabilité réelle des ILT dans les études de connectivité. Les valeurs de résistance attribuées aux routes ne reflètent généralement pas l'usage de ces ouvrages et peuvent donc surestimer la barrière réelle, notamment pour les autoroutes souvent considérées comme totalement imperméables (Girardet et al., 2016; Gurrutxaga et al., 2011). Par exemple, le chat forestier a franchi cinq ouvrages d'art, dont principalement un situé le long d'une autoroute, ce qui montre que ce type d'ILT n'est pas un obstacle infranchissable pour lui. Si le comportement du lynx boréal est comparable à celui du chat forestier, l'autoroute ne devrait pas non plus constituer une barrière absolue pour cette espèce. Les deux espèces partagent en effet de vastes domaines vitaux (OFB¹⁶) et sont fortement exposées aux collisions (Bastianelli et al., 2021; Gatti, 2022). Par conséquent, les données recueillies dans le cadre de ce travail constituent une première étape vers la conception de modèles plus réalistes des déplacements des espèces et leur comportement face aux ILT.

D'un point de vue temporel, l'intensité d'utilisation de certains ouvrages varie fortement d'une période de deux semaines à l'autre. La période d'observation (deux mois et demi) ne permet pas de conclure, sur un si petit intervalle temporel, à l'influence des saisons. D'autres études ont montré que de telles fluctuations peuvent être liées à la reproduction ou à d'autres comportements saisonniers (Clevenger & Walther, 2005; Myslajek et al., 2020).

4.2. Influence des caractéristiques structurelles sur l'utilisation des ouvrages d'art par la faune

Tous les types d'ILT suivis ont été franchis grâce aux ouvrages étudiés, ce qui suggère une certaine perméabilité de ces infrastructures. Bien que moins nombreux, les passages autoroutiers concentrent en moyenne 58,4 %¹⁷ des traversées observées par ouvrage. Ils apparaissent donc plus fréquemment utilisés par un plus grand nombre d'espèces que les passages franchissant les nationales ou les voies ferrées. En empêchant les traversées à niveau,

¹⁶ OFB : Office français de la biodiversité

¹⁷ Ce pourcentage correspond au rapport entre le nombre moyen de traversées par ouvrage, pour une catégorie donnée, et le total moyen observé pour l'ensemble des ouvrages.

les clôtures autoroutières ont probablement favorisé ces résultats. Des études montrent en effet qu’elles augmentent l’usage des passages à faune et des passages non dédiés pourtant jugés sous-optimaux (Dodd et al., 2007; Glista et al., 2009). Les trois ouvrages autoroutiers ne sont toutefois pas utilisés avec la même intensité. Pour une même espèce, la fréquentation diffère d’un site à l’autre, ce qui suggère l’influence d’autres facteurs que le type d’ILT franchie, comme la localisation par rapport aux habitats, aux densités fauniques et aux corridors (Huijser et al., 2016), ainsi que de certaines caractéristiques structurelles (Glista et al., 2009). La majorité des traversées provient d’un seul site (site 1), particulièrement favorable, qui est un passage inférieur. A lui seul, il ne permet pas de conclure sur l’effet « supérieur vs inférieur ».

Bien que non clôturées, les structures transversales aux voies ferrées et nationales ont également été utilisées et concernent respectivement 23,2%¹⁷ et 18,4%¹⁷ des observations.

La deuxième ILT ayant enregistré, proportionnellement, le plus grand nombre de traversées nocturnes correspond aux voies ferrées. A l’instar des autoroutes, un passage (site 7) présente un taux d’utilisation plus élevé que les autres et une richesse spécifique plus grande. Il est important de noter que certaines espèces comme le chevreuil, le cerf et le sanglier ont été détectées à proximité des passages ferroviaires sans jamais les emprunter. Cela pourrait s’expliquer par leur préférence à traverser directement les rails plutôt qu’à utiliser les passages existants (Rodriguez et al., 1996). Ce type d’ILT a d’ailleurs détecté une moins grande diversité d’espèces que les nationales.

En considérant le nombre de passages étudiés, les ILT ayant enregistré proportionnellement le moins de franchissements sont les nationales. Étant donné un trafic plus dense, continu et bruyant sur les routes nationales que sur le rail (Bhardwaj et al., 2022), une fréquentation accrue des passages transversaux aurait pu être attendue, via un évitement renforcé de la route (Coffin, 2007). Les résultats ne le montrent pas. Comme les autres types d’ILT, celles-ci ont enregistré des taux de traversées et des richesses spécifiques très différents selon les sites considérés. Un passage supérieur (site 8) a été majoritairement utilisé.

Concernant le type de passage, supérieur ou inférieur, l’intensité d’utilisation varie selon les espèces, bien qu’elles aient toutes été détectées sur les deux types de passage, à l’exception du sanglier et du hérisson. La littérature mentionne des préférences liées à la morphologie des espèces : les grands mammifères, comme les cervidés, privilégieraient les passages supérieurs car ils leur permettraient d’éviter les espaces confinés (Denneboom et al., 2021; Håkansson, 2020; Simpson et al., 2016), tandis que les petits et moyens mammifères utiliseraient davantage les passages inférieurs (Denneboom et al., 2021). Il est difficile, dans cette étude, d’évaluer les préférences des espèces entre les deux types de structures, car les sites diffèrent fortement par les densités fauniques locales, le contexte environnemental et les caractéristiques de conception (dimensions, ouverture, etc.) (Bhardwaj et al., 2020; Clevenger & Walther, 2000; Ng et al., 2004). Par exemple, le cerf et le sanglier ont franchi majoritairement des passages supérieurs mais cela concerne principalement un seul site (site 8) où leur densité faunique estimée à proximité est une des plus élevées. L’étude montre toutefois que le cerf est capable de traverser également des passages inférieurs. Le chat forestier, la fouine, le blaireau et le raton laveur empruntent majoritairement les passages inférieurs, ce qui pourrait être dû à leur morphologie

ou à d'autres facteurs confondants évoqués précédemment. Le chevreuil a, quant à lui, utilisé principalement des passages inférieurs la nuit, probablement en raison de la forte proportion de traversées sous un viaduc à grande ouverture. Ce comportement plus équilibré n'est pas surprenant, car d'autres études n'ont pas mis en évidence de différence significative dans ses taux de traversée entre passages supérieurs et inférieurs (Myslajek et al., 2020).

Les passages à usage forestier ou agricole ont été utilisés plus fortement par la plupart des espèces, à l'exclusion des ongulés. Ce qui peut sembler étonnant, c'est que les passages piétonniers soient beaucoup moins utilisés. Une hypothèse explicative peut être que les passages piétonniers étudiés, parfois très longs et/ou étroits, pourraient rebuter la plupart des espèces (Bhardwaj et al., 2020). Contrairement aux autres espèces, les ongulés ont utilisé presque exclusivement les passages piétonniers. En raison des différents facteurs environnementaux et fauniques pouvant biaiser l'interprétation de ces résultats, il n'est pas possible de déterminer si le type d'activité anthropique, piétonne ou motorisée, sur les passages influence différemment les espèces. Comme attendu, les ouvrages destinés au transport routier sont beaucoup moins utilisés, seuls le renard, la fouine, le raton laveur, le blaireau et le chevreuil les ont utilisés. La littérature met en évidence une accoutumance au trafic routier chez le renard roux (Kimmig, 2021), et, aussi dans certains cas, chez le chevreuil (Kämmerle et al., 2017). Globalement, la forte utilisation des ouvrages à usage forestier, agricole ou piétonnier montre qu'au-delà des passages dédiés, d'autres franchissements sûrs existent pour la faune, ce qui réduit le risque de collisions sur les ILT.

L'analyse de similarité des sites a mis en évidence que les sites les plus semblables en termes de richesse spécifique et fréquences de traversées sont les sites 2 et 13. Ces derniers n'ont pas de caractéristiques structurelles communes, mis à part que ce sont des passages inférieurs. D'autres sites semblables, tels que les sites 10 à 12, sont proches géographiquement et sont, de nouveau, très différents en termes d'aspects structurels. La localisation des ouvrages par rapport aux habitats d'espèces, aux axes de déplacements et les densités fauniques sont encore probablement la cause de ces rapprochements par similarité. Les communautés d'espèces ne peuvent donc pas être reliées de manière univoque aux types d'ouvrages étudiés.

Dans le même ordre d'idées, les sites 1 et 7, les plus favorables aux déplacements d'une grande diversité d'espèces avec un usage régulier pour certaines, indiquent que les densités locales et le contexte environnemental influencent probablement davantage la fréquentation des passages que le seul type d'ouvrage. Aucun effet de la végétation aux entrées ou à l'intérieur des passages n'a été mis en évidence : les sites avec des taux d'utilisation élevés toutes espèces confondues présentent peu ou pas d'arbres et d'arbustes en bordure et aucun substrat végétal. En revanche, au site 1, le contraste de couvert forestier d'un côté et agricole de l'autre pourrait favoriser les franchissements en offrant des ressources complémentaires (Bhardwaj et al., 2020), ce qui expliquerait son utilisation accrue.

L'analyse statistique (test du χ^2) a mis en évidence la dépendance des caractéristiques structurelles des ouvrages (type d'ILT franchie, type de passage, usage du passage) à la présence ou l'absence, toutes espèces confondues. Cependant, ce signal est surtout porté par quelques sites à très forte fréquentation, appelant à la prudence : les données sont vraisemblablement

influencées par d'autres facteurs que la seule structure, notamment la localisation dans le paysage (Huijser et al., 2016). Par ailleurs, les différences interspécifiques n'ont pas pu être évaluées, le nombre de franchissements par espèce ou groupe morphologique étant insuffisant pour des analyses robustes.

4.3. Influence de la présence humaine sur l'utilisation diurne des passages piétonniers

L'analyse n'a pas permis de mettre en évidence un effet significatif de la présence humaine diurne sur la présence animale à la même période sur les passages piétonniers. Ce résultat est probablement dû au faible nombre de jours avec détections diurnes, lui-même lié au nombre limité de sites et à la courte durée d'étude. La puissance statistique s'en trouve alors réduite et les intervalles de confiance élargis.

En revanche, une différence marquée apparaît dans les rythmes d'activité : l'activité humaine atteint son maximum en journée, alors que celle des animaux sauvages est majoritairement nocturne. Ce décalage suggère un phénomène d'évitement temporel. Barrueto et al. (2014) ont montré que certaines espèces évitent les périodes de forte fréquentation humaine, renforçant ainsi leur comportement nocturne comme stratégie d'évitement. De même, Clevenger et Waltho (2005) rapportent que certaines espèces ajustent leur rythme d'activité afin de traverser aux moments de faible présence humaine, ce qui peut entraîner une modification durable de leurs habitudes temporelles.

4.4. Utilisation des ouvertures de clôtures par la faune

Les caméras placées devant les 2 ouvertures de clôtures anti-gibier étudiées ont permis de détecter au total 110 animaux. Parmi ces détections, seulement 10 franchissements à travers la clôture ont été enregistrés uniquement sur l'une des deux ouvertures correspondant à un petit soulèvement de clôture.

Cette ouverture a été empruntée par trois espèces : la fouine (ou marte), le renard et le raton laveur. Étant donné la taille réduite du trou, l'absence d'espèces de grand gabarit est compréhensible. Le blaireau, espèce la plus souvent détectée, n'a pas franchi l'ouverture, contrairement au passage inférieur situé à proximité (site 1), utilisé en moyenne plus d'une fois par jour. Le chat forestier a également été observé devant le soulèvement sans l'emprunter. La faible utilisation de cette ouverture, comparée au taux de traversées enregistré par le passage inférieur proche, suggère que les animaux privilégièrent un passage transversal plutôt qu'une traversée directe de l'autoroute.

La seconde ouverture correspond à un affaissement important de la clôture, potentiellement franchissable par de grands mammifères. Des chevreuils et des cerfs ont été détectés à proximité, mais aucun franchissement n'a été observé. La caméra installée sur ce site n'a toutefois fonctionné que quelques jours, réduisant ainsi la probabilité de détecter un événement de passage.

Ces résultats indiquent que la clôture semble constituer un obstacle pour la majorité des individus. Néanmoins, la densité relativement élevée d'ouvertures (3,25 ouvertures/km) rend non négligeable le nombre de franchissements par les moyens mammifères, ce qui montre que sur son ensemble la clôture n'est pas totalement imperméable et que le risque de collision reste présent. Des travaux antérieurs ont établi que, sans entretien régulier, la faune crée des brèches dans les clôtures anti-gibier, par lesquelles transitent le grand gibier, tels que les cerfs, les sangliers et les chevreuils (Fonteneau, 2023; Laguna et al., 2022). L'observation de seulement deux ouvertures ne permet donc pas de conclure de l'efficacité globale de la clôture analysée. Un suivi plus long et sur un plus grand nombre d'ouvertures serait nécessaire, notamment pour confirmer l'absence de franchissement par de grands mammifères.

Sur le plan de la connectivité, il est impossible sans utiliser de moyens techniques plus importants (ex. colliers GPS) de déterminer si un animal franchissant une ouverture parvient ensuite à traverser la route et à trouver une autre ouverture pour rejoindre le milieu du côté opposé.

Enfin, ces résultats doivent être interprétés avec prudence, la détectabilité variant selon les espèces, surtout les plus petites. Les franchissements à travers une clôture sont aussi moins détectables qu'à un ouvrage dégagé : la végétation de bord de route réduit la visibilité et une rafale de photos peut se déclencher alors que l'animal reste caché dans l'herbe.

4.5. Limites

Cette étude présente plusieurs limites liées aux contraintes techniques et logistiques d'étude par camera-traps ainsi qu'à la représentativité des résultats.

Tout d'abord, l'évaluation de la réussite des traversées demeure incertaine. Le suivi reposait sur une seule caméra à une entrée, ce qui peut sous-estimer ou surestimer les franchissements réels. La littérature rapporte des taux très contrastés selon les espèces et les ouvrages (87 % pour le renard roux et 89 % pour le chat sauvage : Rodriguez et al., 1997 ; valeurs nettement plus faibles dans d'autres contextes : Warnock-Juteau et al., 2022). Pour fiabiliser les observations, les protocoles recommandent généralement trois caméras, une à chaque entrée et une au centre (Ng et al., 2004). Enfin, la réussite peut être mal évaluée dans 50 % des cas selon le contexte (Jumeau et al., 2017).

Le positionnement des caméras a probablement influencé les résultats. Les contraintes de terrain n'ont pas permis la mise en place d'un protocole strictement standardisé : hauteur, orientation et distance à l'entrée variaient selon les ouvrages. Par ailleurs, aux ouvertures de clôture, faute de point d'ancre proche, elles ont dû être installées à une distance sous-optimale (surtout près du petit soulèvement), ce qui a réduit la précision des observations.

Comme toute étude basée sur des pièges photographiques, ce travail est soumis à des limites en termes de détectabilité des individus. Jumeau et al. (2017) ont montré qu'une proportion non négligeable d'images classées comme « faux déclenchement » contenait en réalité des animaux,

et que les caméras pouvaient parfois ne pas enregistrer certains passages. Plus précisément, ils ont constaté que les pièges photographiques ne captaient pas 43,6 % des événements impliquant de petits mammifères et 17 % des événements concernant des mammifères de taille moyenne.

Il n'a pas été possible d'analyser les traversées diurnes sur les passages fortement fréquentés par les humains. En effet, un tel traitement aurait nécessité un important travail de pré-tri manuel des images, l'intelligence artificielle utilisée n'étant pas suffisamment performante pour éliminer systématiquement les photos de véhicules. Cela impliquerait également l'utilisation de cartes SD de très grande capacité, rendant l'opération difficilement réalisable.

Indispensable, l'anonymisation des images peut néanmoins entraîner des pertes involontaires de données. Le long de l'autoroute, au niveau du grand affaissement de clôture, certaines séquences montrent des cervidés apparaissant en même temps que des véhicules flous (non supprimés par l'IA). Cette co-occurrence suggère que, dans d'autres cas, des individus ont pu être supprimés lorsque des véhicules étaient détectés simultanément.

Enfin, les analyses statistiques ont été contraintes par le nombre limité de passages avec suffisamment de traversées. Seuls 11 ouvrages ont comptabilisé au moins une traversée nocturne, dont cinq avec moins de trois passages hebdomadaires toutes espèces confondues. Ce faible effectif a empêché de modéliser simultanément l'influence des caractéristiques structurelles, du contexte environnemental et de l'activité humaine, en raison d'un risque de surparamétrage. Des travaux comparables disposaient d'échantillons plus importants, tels que Bhardwaj et al. (2020) avec 40 passages ou Rodriguez et al. (1997) avec 17 passages. Par ailleurs, le faible nombre de franchissements par espèce a limité les analyses à une échelle spécifique ; les éventuelles différences d'utilisation des ouvrages entre espèces d'un même groupe fonctionnel n'ont donc pas pu être mises en évidence. De plus, une période de suivi plus longue est nécessaire pour capturer la variabilité saisonnière.

5. Conclusion

Cette étude réalisée à l'aide de camera-traps durant deux mois et demi met en évidence que les passages non dédiés, largement présents le long des ILT, sont utilisés par la faune sauvage et contribuent assurément à la connectivité écologique. Les observations réalisées montrent que leur utilisation, variable selon les sites et les espèces, concerne majoritairement les mammifères de taille moyenne. Les résultats indiquent qu'il existe une dépendance entre les caractéristiques structurelles, telles que le type de passage, leur usage et le type d'ILT franchie, et l'intensité des traversées toutes espèces confondues. Les passages autoroutiers apparaissent ainsi plus favorables pour le franchissement des ILT, de même que les passages inférieurs et les ouvrages à vocation forestière ou agricole. La fréquence d'utilisation des ouvrages d'un même type varie néanmoins fortement. Des analyses plus approfondies permettraient de mieux comprendre ces différences, en étudiant en particulier les facteurs liés à l'emplacement des ouvrages.

La présence humaine diurne ne semble pas réduire directement la fréquentation animale en journée sur les passages piétonniers, mais les rythmes d'activité révèlent un net évitement temporel, la majorité des traversées ayant lieu la nuit.

Les observations sur les ouvertures de clôture montrent qu'elles sont peu utilisées et principalement par des espèces de taille moyenne, mais elles constituent néanmoins des points de vulnérabilité, rappelant que les clôtures ne sont pas totalement imperméables.

Cette étude, l'une des premières en Wallonie à documenter l'usage des structures non dédiées, apporte des données utiles à une meilleure évaluation de l'effet barrière engendré par les ILT et à la nécessité de restaurer et maintenir la connectivité écologique. Elle met en évidence que certains passages sont plutôt favorables aux déplacements de certaines espèces, tandis que d'autres sont davantage évités. Un suivi à plus long terme, incluant un échantillon élargi de sites et couvrant plusieurs saisons, permettrait de confirmer ces tendances et d'affiner les recommandations pour la gestion et l'aménagement des ILT.

6. Perspectives

Les résultats de cette étude mettent en évidence plusieurs pistes d'amélioration et de recherche pour approfondir la compréhension de l'utilisation des ouvrages non dédiés par la faune.

Tout d'abord, l'analyse de l'influence des variables structurelles gagnerait à intégrer simultanément des variables environnementales telles que l'occupation du sol, afin d'expliquer plus finement la variabilité observée dans les taux de traversées. Comme le suggèrent Rodriguez et al. (1997), la localisation des ouvrages dans le paysage peut, à elle seule, expliquer une part importante de la variance, ce qui justifie pleinement de l'inclure dans de futures analyses. Pour disposer de la puissance statistique nécessaire, un jeu de données plus important, couvrant une période plus longue et un nombre accru de sites, serait préférable.

Sur le plan méthodologique, l'utilisation d'au minimum deux caméras par passage, augmenterait la probabilité de confirmer les traversées et de limiter les erreurs de classification liées aux déclenchements incomplets. L'installation ponctuelle de caméras dans l'habitat des espèces, à distance des infrastructures, pourrait également fournir une activité de référence permettant d'estimer les densités fauniques proches des ouvrages. Ce type de suivi reste toutefois coûteux et complexe, en particulier pour des passages non conçus pour la faune, ce qui constitue une contrainte importante (Andis et al., 2017).

Un suivi des collisions routières, aussi bien sur les sections clôturées que sur d'autres types de routes, offrirait des informations précieuses pour évaluer l'efficacité des clôtures et mieux quantifier la proportion de franchissements directs. Ces données contribueraient à affiner l'évaluation de la perméabilité réelle des ILT pour la faune.

Les non-franchissements observés dans cette étude pourraient résulter de comportements variés : passage devant la caméra sans intention de traverser ou refus explicite de franchir l'ouvrage. Moins de dix événements de refus clairs ont pu être identifiés sur photographies (tous concernant le chevreuil), mais le protocole mis en place ne permettait pas de caractériser systématiquement ce comportement pour l'ensemble des espèces et des sites. Une analyse comportementale dédiée, rendue possible par l'usage de vidéos ou par l'installation d'une caméra à chaque entrée et d'une caméra centrale, permettrait d'obtenir une vision plus précise du comportement des animaux face aux ouvrages. De telles approches pourraient révéler des stratégies d'évitement ou d'hésitation, comme l'ont montré d'autres études rapportant des taux de refus élevés pour certaines structures (Jumeau et al., 2017; Warnock-Juteau et al., 2022).

D'une manière générale, l'élargissement de l'échelle spatiale et temporelle de suivi, le renforcement du protocole d'observation et l'intégration de nouvelles variables explicatives constitueraient des étapes clés pour affiner l'évaluation de l'utilisation des passages non dédiés et mieux orienter les mesures de gestion et d'aménagement des infrastructures linéaires de transport.

7. Contribution personnelle

Ma contribution personnelle débute par la définition des questions de recherche et de la méthode de suivi de l'étude, en concertation avec mes promoteurs Marc Dufrêne et Axel Bourdouxhe.

Une partie des ouvrages d'art étudiés avait été pré-identifiée par Axel Bourdouxhe et j'ai recensé les autres. J'ai mené les prospections de terrain pour choisir les points de passage potentiel et j'ai vérifié l'état des clôtures anti-gibier.

Avec Cécile Lesire, j'ai réalisé les démarches administratives afin d'obtenir les autorisations de pose des pièges photographiques. J'ai également participé à la sensibilisation des habitants des communes concernées en rédigeant un article de revue communale et en concevant un panneau d'information.

J'ai installé les caméras et assuré les relevés bimensuels des cartes SD.

Axel Bourdouxhe a géré les aspects liés à la protection des données à caractère personnel et l'anonymisation des images. J'ai annoté les images et identifié les espèces sur la plateforme Agouti.

Enfin, j'ai conduit la revue de littérature, réalisé les analyses statistiques, interprété les résultats et rédigé l'ensemble du mémoire sous la supervision de mes promoteurs. J'ai eu recours à des outils d'IA pour générer du code destiné au traitement des données, que j'ai systématiquement vérifié et validé.

8. Bibliographie

- Andis, A. Z., Huijser, M. P., & Broberg, L. (2017). Performance of Arch-Style Road Crossing Structures from Relative Movement Rates of Large Mammals. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00122>
- Anomaa, I. (2022). *The Effects of Human Disturbance on Ungulates on Multiuse Overpasses* [Master's thesis]. University of Helsinki.
- Asari, Y., Noro, M., Yamada, Y., & Maruyama, R. (2020). Overpasses intended for human use can be crossed by middle and large-size mammals. *Landscape and Ecological Engineering*, 16(1), 63-68. <https://doi.org/10.1007/s11355-019-00396-5>
- Ascensão, F., Clevenger, A. P., Grilo, C., Filipe, J., & Santos-Reis, M. (2012). Highway verges as habitat providers for small mammals in agrosilvopastoral environments. *Biodiversity and Conservation*, 21(14), 3681-3697. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0390-3>
- Ascensão, F., & Mira, A. (2007). Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research*, 22(1), 57-66. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0004-1>
- Banks, S., Piggott, M., Stow, A., & Taylor, A. (2007). Sex and sociality in a disconnected world : A review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactionsThis review is one of a series dealing with some aspects of the impact of habitat fragmentation on animals and plants. This series is one of several virtual symposia focussing on ecological topics that will be published in the Journal from time to time. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1065-1079. <https://doi.org/10.1139/Z07-094>
- Barrientos, R., & Borda de Agua, L. (2017). Railways as Barriers for Wildlife : Current Knowledge. In *Railway Ecology* (p. 43-64). https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_4
- Barrueto, M., Ford, A. T., & Clevenger, A. P. (2014). Anthropogenic effects on activity patterns of wildlife at crossing structures. *Ecosphere*, 5(3), art27. <https://doi.org/10.1890/ES13-00382.1>
- Bastianelli, M. L., Premier, J., Herrmann, M., Anile, S., Monterroso, P., Kuemmerle, T., Dormann, C. F., Streif, S., Jerosch, S., Götz, M., Simon, O., Moleón, M., Gil-Sánchez, J. M., Biró, Z., Dekker, J., Severon, A., Krannich, A., Hupe, K., Germain, E., ... Heurich, M. (2021). Survie et mortalité par cause spécifique du chat sauvage européen (*Felis silvestris*) en Europe. *Biological Conservation*, 261, 109239. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109239>
- BBC. (2018, janvier 17). *Japanese train barks like a dog to prevent accidents*. <https://www.bbc.com/news/blogs-news-from-elsewhere-42714353>
- Beebee, T. J. C. (2013). Effects of Road Mortality and Mitigation Measures on Amphibian Populations. *Conservation Biology*, 27(4), 657-668. <https://doi.org/10.1111/cobi.12063>
- Bhardwaj, M., Olsson, M., Håkansson, E., Söderström, P., & Seiler, A. (2022). Ungulates and trains – Factors influencing flight responses and detectability. *Journal of Environmental Management*, 313, 114992. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114992>

- Bhardwaj, M., Olsson, M., & Seiler, A. (2020). Ungulate use of non-wildlife underpasses. *Journal of Environmental Management*, 273, 111095. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111095>
- Borda-de-Águia, L., Barrientos, R., Beja, P., & Pereira, H. M. (Éds.). (2017). *Railway Ecology*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7>
- Bourdouxhe, A. (2023). *Prioritizing biodiversity conservation in degraded environments : Mapping landscape connectivity challenges using biological data and local ecological knowledge*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/308384>
- Bourdouxhe, A., Dufrêne, M., & Lesire, C. (2024). *Cartographie du réseau d'habitat du lynx et analyses*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/324345>
- Brown, C. L., Hardy, A. R., Barber, J. R., Fistrup, K. M., Crooks, K. R., & Angeloni, L. M. (2012). The Effect of Human Activities and Their Associated Noise on Ungulate Behavior. *PLOS ONE*, 7(7), e40505. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040505>
- Brown, J. H., & Kodric-Brown, A. (1977). Turnover Rates in Insular Biogeography : Effect of Immigration on Extinction. *Ecology*, 58(2), 445-449. <https://doi.org/10.2307/1935620>
- Brunen, B., Daguet, C., & Jaeger, J. A. G. (2020). What attributes are relevant for drainage culverts to serve as efficient road crossing structures for mammals? *Journal of Environmental Management*, 268, 110423. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110423>
- Burbaitė, L., & Csányi, S. (2010). Red deer population and harvest changes in Europe. *Acta Zoologica Lituanica*, 20(4), 179-188. <https://doi.org/10.2478/v10043-010-0038-z>
- Cain, A. T., Tuovila, V. R., Hewitt, D. G., & Tewes, M. E. (2003). Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 114(2), 189-197. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00023-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00023-5)
- Cassirer, E. F., Freddy, D. J., & Ables, E. D. (1992). Elk Responses to Disturbance by Cross-Country Skiers in Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 20(4), 375-381.
- Cerema. (2021). *Les passages à faune. Préserver et restaurer les continuités écologiques, avec les infrastructures linéaires de transport*.
- Clarin, B.-M., Bitzilekis, E., Siemers, B. M., & Goerlitz, H. R. (2014). Personal messages reduce vandalism and theft of unattended scientific equipment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(2), 125-131. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12132>
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. (2001). Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology*, 38(6), 1340-1349. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8901.2001.00678.x>
- Clevenger, A. P., & Walther, N. (2000). Factors Influencing the Effectiveness of Wildlife Underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14(1), 47-56. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.00099-085.x>

- Clevenger, A. P., & Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121(3), 453-464. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.025>
- Coffin, A. (2007). From roadkill to road ecology : A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15, 396-406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
- Cosgrove, A. J., McWhorter, T. J., & Maron, M. (2018). Consequences of impediments to animal movements at different scales : A conceptual framework and review. *Diversity and Distributions*, 24(4), 448-459. <https://doi.org/10.1111/ddi.12699>
- Denneboom, D., Bar-Massada, A., & Shwartz, A. (2021). Factors affecting usage of crossing structures by wildlife – A systematic review and meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 777, 146061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146061>
- de Rivera, C. E., Bliss-Ketchum, L. L., Lafrenz, M. D., Hanson, A. V., McKinney-Wise, L. E., Rodriguez, A. H., Schultz, J., Simmons, A. L., Taylor Rodriguez, D., Temple, A. H., & Wheat, R. E. (2022). Visualizing Connectivity for Wildlife in a World Without Roads. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.757954>
- Didham, R. K. (2010). Ecological Consequences of Habitat Fragmentation. In *eLS*. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0021904>
- Dobiáš, K., & Gleich, E. (2010). Lebensraumvernetzung durch Wildtierpassagen– Aktuelle Ergebnisse zur Erfolgskontrolle an Brandenburgs Grünbrücke über der A 11. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, 48-59.
- Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., & Schweinsburg, R. E. (2007). *Role of Fencing in Promoting Wildlife Underpass Use and Highway Permeability*. <https://escholarship.org/uc/item/1hv8x2bf>
- Dorsey, B., Olsson, M., & Rew, L. (2015). *Ecological Effects of Railways on Wildlife* (p. 219-227). <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch26>
- Drouilly, Marine. Plan d'actions pour la conservation du Lynx boréal (*Lynx lynx*) en France – Propositions à mettre en œuvre par l'État dans le cadre d'un PNA. Société française pour l'étude et la protection des mammifères / WWF France, 2019.
- Dufrêne, M. (2023). Qu'est-ce qu'un réseau écologique ? Carnets des Espaces Naturels, 15, p. 4-9.
- Dufrêne, M. (2024). Cours de méthodes d'analyse de la biodiversité. Partie « Communautés » Section 2 : les méthodes de base d'analyses multivariées en écologie.
- ECO-resolutions. (2021, juin 2). State Highway 9 Wildlife Crossings Monitoring Research. *ECO Resolutions*. <http://eco-resolutions.com/state-highway-9-wildlife-crossings-research/>
- Fahrig, L. (2003a). 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. (2003b). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.

Favre-Félix, E., & Maris, E. (2024). *Un avenir pour le lynx en Belgique | WWF Belgique*. <https://wwf.be/fr/publicatie/un-avenir-pour-le-lynx-en-Belgique>

Fédération Wallonie-Bruxelles (FWB) - LifeWatch - Ecotopes 2022 (2023-10-31) <http://geodata.wallonie.be/id/3d4ed214-db59-4c6c-b455-814ed0fe285e>

Fonteneau, R. (2023). *Anticipation aménagement N89*.

Ford, A. T., Clevenger, A. P., & Bennett, A. (2009). Comparison of Methods of Monitoring Wildlife Crossing-Structures on Highways. *The Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1213-1222. <https://doi.org/10.2193/2008-387>

Forestimator. (2021). <https://forestimator.gembloux.ulg.ac.be/cartographie>

Forman, R., Sperling, D., Bissonette, J., & Clevenger, A. (2003). Road Ecology : Science And Solutions. *Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press*.

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., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley.

Fortin, D., Beyer, H. L., Boyce, M. S., Smith, D. W., Duchesne, T., & Mao, J. S. (2005). WOLVES INFLUENCE ELK MOVEMENTS: BEHAVIOR SHAPES A TROPHIC CASCADE IN YELLOWSTONE NATIONAL PARK. *Ecology*, 86(5), 1320-1330. <https://doi.org/10.1890/04-0953>

Frair, J. L., Merrill, E. H., Beyer, H. L., & Morales, J. M. (2008). Thresholds in landscape connectivity and mortality risks in response to growing road networks. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1504-1513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01526.x>

Frantz, A. C., Bertouille, S., Eloy, M. C., Licoppe, A., Chaumont, F., & Flamand, M. C. (2012). Comparative landscape genetic analyses show a Belgian motorway to be a gene flow barrier for red deer (*Cervus elaphus*), but not wild boars (*Sus scrofa*). *Molecular Ecology*, 21(14), 3445-3457. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05623.x>

Gagnon, J. W., Theimer, T. C., Boe, S., Dodd, N. L., & Schweinsburg, R. E. (2007). Traffic Volume Alters Elk Distribution and Highway Crossings in Arizona. *The Journal of Wildlife Management*, 71(7), 2318-2323. <https://doi.org/10.2193/2006-224>

Gatti, S. (2022). *Plan National d'Actions en faveur du Lynx boréal (Lynx lynx) : Rétablir le Lynx dans un état de conservation favorable en France (2022-2026)*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.17285.22243>

Gelbard, J., & Belnap, J. (2003). Roads as Conduits for Exotic Plant Invasions in a Semiarid Landscape. *Conservation Biology - CONSERV BIOL*, 17, 420-432. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01408.x>

Geneletti, D. (2003). Biodiversity Impact Assessment of roads : An approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review*, 23(3), 343-365. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(02\)00099-9](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(02)00099-9)

Gibeau, M., Clevenger, A., Herrero, S., & Wierzchowski, J. (2002). Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, Canada. *Biological Conservation*, 103, 227-236. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00131-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00131-8)

Girardet, X., Foltête, J.-C., Clauzel, C., & Vuidel, G. (2016). Restauration de la connectivité écologique : Proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 24, Article Hors-série 24. <https://doi.org/10.4000/vertigo.17337>

Glista, D., DeVault, T., & DeWoody, J. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>

Grift, E. A. van der. (1999). Mammals and railroads : Impacts and management implications. *Lutra*, 42, 77-98.

Grilo, C., Bissonette, J., & Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses : Implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 17, 1685-1699. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9374-8>

Grilo, C., J. Smith, D., & Klar, N. (2015). Carnivores : Struggling for survival in roaded landscapes. In *Road ecology*.

Gurrutxaga, M., Rubio, L., & Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways : A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), 310-320. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.036>

Haddad, N. M. (1999). Corridor and Distance Effects on Interpatch Movements : A Landscape Experiment with Butterflies. *Ecological Applications*, 9(2), 612-622. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0612:CADEOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0612:CADEOI]2.0.CO;2)

Haigh, A. J. (2012). Annual patterns of mammalian mortality on Irish roads. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 23(2), 58-66. <https://doi.org/10.4404/hystrix-23.2-4747>

Håkansson, E. (2020). *Effectivity of road and railway crossing structures for wild mammals* [Master's thesis, Swedish University of Agricultural Sciences]. https://media1.triekol.se/Effectivity_of_road_and_railway_crossing_structures_for_wild_mammals_EmmaHakansson_2020.pdf

Helldin, J. O. (2022). Are several small wildlife crossing structures better than a single large? Arguments from the perspective of large wildlife conservation. *Nature Conservation*, 47, 197-213. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.47.67979>

Hels, T., & Buchwald, E. (2001). The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99(3), 331-340. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00215-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00215-9)

Hofmeester, T. R., Crooks, J. P. G. M., Odden, J., Andrén, H., Kindberg, J., & Linnell, J. D. C. (2019). Framing pictures : A conceptual framework to identify and correct for biases in detection probability of camera traps enabling multi-species comparison. *Ecology and Evolution*, 9(4), 2320-2336. <https://doi.org/10.1002/ece3.4878>

Huijser, M. P., Fairbank, E. R., Camel-Means, W., Graham, J., Watson, V., Basting, P., & Becker, D. (2016). Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife–vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation*, 197, 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.002>

Huijser, M. P., McGowan, P., Clevenger, A. P., & Ament, R. (2008). *Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study : Best Practices Manual: Report to Congress* (Western Transportation Institute & Inc. Louis Berger, Éds.). <https://rosap.ntl.bts.gov/view/dot/48824>

Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., DellaSala, D. A., Vale, M. M., Hobson, P. R., & Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423-1427. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7166>

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Advance unedited version)*. IPBES.

Iorgulescu I. & Schlaepfer R., 2002. Paysage en tant qu'écocomplexe : définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. Fiche d'enseignement 4.1, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, 24 pp.

Iuell, B., Bekker Hans, G. J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlaváč, V., Keller, V., Rosell, C., Sangwine, T., Tørslev, N., & Wandall Barbara le, M. (2003). *Faune et trafic : Manuel européen d'identification des conflits et de conception de solutions* (No. COST 341; Fragmentation des habitats due aux infrastructures de transport).

Jaarsma, C. F., van Langevelde, F., & Botma, H. (2006). Flattened fauna and mitigation : Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11(4), 264-276. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2006.05.001>

Jackson, N. D., & Fahrig, L. (2011). Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144(12), 3143-3148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.010>

Jaeger, J., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B., & Toschanowitz, K. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads : An interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185, 329-348. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015>

Jumeau, J., Petrod, L., & Handrich, Y. (2017). A comparison of camera trap and permanent recording video camera efficiency in wildlife underpasses. *Ecology and Evolution*, 7(18), 7399-7407. <https://doi.org/10.1002/ece3.3149>

Kämmerle, J.-L., Brieger, F., Kröschel, M., Hagen, R., Storch, I., & Suchant, R. (2017). Temporal patterns in road crossing behaviour in roe deer (*Capreolus capreolus*) at sites with wildlife warning reflectors. *PLOS ONE*, 12(9), e0184761. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184761>

Karlson, M., Seiler, A., & Mörtberg, U. (2017). The effect of fauna passages and landscape characteristics on barrier mitigation success. *Ecological Engineering*, 105, 211-220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.059>

Kimmig, S. (2021). *The ecology of red foxes (Vulpes vulpes) in urban environments*. <https://doi.org/10.17169/refubium-32203>

Kintsch, J., Jacobson, S., & Cramer, P. (2015). The Wildlife Crossing Guilds decision framework : A behavior-based approach to designing effective wildlife crossing structures. *Proceedings of the 2015 International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2015) Session, 201.* <https://arc-solutions.org/wp-content/uploads/2021/03/08.-ICOET-WildlifeCrossingGuilds-paper.pdf>

Knufinke, J. F., Helldin, J.-O., Bhardwaj, M., & Olsson, M. (2019). *Temporal patterns of humans and ungulates at bridges*.

Kurze, U. J. (1996). TOOLS FOR MEASURING, PREDICTING AND REDUCING THE ENVIRONMENTAL IMPACT FROM RAILWAY NOISE AND VIBRATION. *Journal of Sound and Vibration*, 193(1), 237-251. <https://doi.org/10.1006/jsvi.1996.0264>

Kušta, T., Holá, M., Keken, Z., Ježek, M., Zíka, T., & Hart, V. (2014). Deer on the railway line : Spatiotemporal trends in mortality patterns of roe deer. *Turkish Journal of Zoology*, 38, 479-485. <https://doi.org/10.3906/zoo-1308-18>

Laguna, E., Barasona, J. A., Carpio, A. J., Vicente, J., & Acevedo, P. (2022). Permeability of artificial barriers (fences) for wild boar (*Sus scrofa*) in Mediterranean mixed landscapes. *Pest Management Science*, 78(6), 2277-2286. <https://doi.org/10.1002/ps.6853>

Langbein, J., Putman, R. J., & Pokorný, B. (2011). Traffic Collisions involving deer and other ungulates in Europe. In *Ungulate Management in Europe : Problems and Practices* (p. 215-259). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511974137.009>

Laurance, W., Clements, G. R., Sloan, S., O'Connell, C., Mueller, N., Gooseem, M., Venter, O., Edwards, D., Phalan, B., Balmford, A., van der Ree, R., & Arrea, I. (2014). A global strategy for road building. *Nature*, 514, 262-262. <https://doi.org/10.1038/nature13876>

Licoppe, A. (2006). The diurnal habitat used by red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Haute Ardenne. *European Journal of Wildlife Research*, 52, 164-170. <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0027-5>

Licoppe, A. (2025) Statistiques de chasse des conseils cynégétiques wallons de 2015 à 2022. Rapports Faune-Flore-Habitats de la Direction de la Nature et de l'Eau (DEMNA / SPW ARNE), n° 4, Gembloux, 62 pp.

LIFE SAFE-CROSSING. (2023). *LIFE SAFE-CROSSING ACTION F3. AFTER-LIFE CONSERVATION PLAN*.

LIFE SAFE-CROSSING. (2025). *THE IMPLEMENTED TECHNIQUES*. <https://life.safe-crossing.eu/techniques>

Lodé, T. (2009). Effect of a Motorway on Mortality and Isolation of Wildlife Populations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29, 163-166. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.3.163>

Lyra-Jorge, M. C., Ciochetti, G., Pivello, V. R., & Meirelles, S. T. (2008). Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals : Camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 739-744. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0205-8>

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)

Mallard, F. (2014). *Développement d'une méthode d'évaluation quantitative des effets des projets d'infrastructure de transport terrestre sur les milieux naturels* [Phdthesis, Ecole Centrale de Nantes (ECN)]. <https://theses.hal.science/tel-01006355>

Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124(3), 397-405. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.044>

Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., & Malo, J. E. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88(3), 407-415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.014>

Meijer, J. R., Huijbregts, M. A. J., Schotten, K. C. G. J., & Schipper, A. M. (2018). Global patterns of current and future road infrastructure. *Environmental Research Letters*, 13(6), 064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabd42>

Meisingset, E. L., Loe, L. E., Brekkum, Ø., Van Moorter, B., & Mysterud, A. (2013). Red deer habitat selection and movements in relation to roads. *The Journal of Wildlife Management*, 77(1), 181-191. <https://doi.org/10.1002/jwmg.469>

Merriam, G., Kozakiewicz, M., Tsuchiya, E., & Hawley, K. (1989). Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology*, 2(4), 227-235. <https://doi.org/10.1007/BF00125093>

Moen, G. K., Støen, O.-G., Sahlén, V., & Swenson, J. E. (2012). Behaviour of Solitary Adult Scandinavian Brown Bears (*Ursus arctos*) when Approached by Humans on Foot. *PLOS ONE*, 7(2), e31699. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031699>

Mullu, D. (2016). A Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research*, 6.

Myslajek, R. W., Olkowska, E., Wronka-Tomulewicz, M., & Nowak, S. (2020). Mammal use of wildlife crossing structures along a new motorway in an area recently recolonized by wolves. *European Journal of Wildlife Research*, 66(5), 79. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01412-y>

Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D., & Valone, T. J. (2004). Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115(3), 499-507. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00166-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00166-6)

Pagany, R. (2020). Wildlife-vehicle collisions—Influencing factors, data collection and research methods. *Biological Conservation*, 251, 108758. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108758>

Passoni, G., Coulson, T., Ranc, N., Corradini, A., Hewison, A. J. M., Ciuti, S., Gehr, B., Heurich, M., Brieger, F., Sandfort, R., Mysterud, A., Balkenhol, N., & Cagnacci, F. (2021). Roads constrain movement across behavioural processes in a partially migratory ungulate. *Movement Ecology*, 9, 57. <https://doi.org/10.1186/s40462-021-00292-4>

Pauchard, A., & Alaback, P. B. (2004). Influence of Elevation, Land Use, and Landscape Context on Patterns of Alien Plant Invasions along Roadsides in Protected Areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18(1), 238-248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>

Planillo, A., Mata, C., Manica, A., & Malo, J. E. (2018). Carnivore abundance near motorways related to prey and roadkills. *The Journal of Wildlife Management*, 82(2), 319-327. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21384>

Pope, S. E., Fahrig, L., & Merriam, H. G. (2000). Landscape Complementation and Metapopulation Effects on Leopard Frog Populations. *Ecology*, 81(9), 2498-2508. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2498:LCAMEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2498:LCAMEO]2.0.CO;2)

Reed, D. F., Woodard, T. N., & Pojar, T. M. (1975). Behavioral Response of Mule Deer to a Highway Underpass. *The Journal of Wildlife Management*, 39(2), 361-367. <https://doi.org/10.2307/3799915>

Rodriguez, A., Crema, G., & Delibes, M. (1996). Use of Non-Wildlife Passages Across a High Speed Railway by Terrestrial Vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33(6), 1527-1540. <https://doi.org/10.2307/2404791>

Rodriguez, A., Crema, G., & Delibes, M. (1997). Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography*, 20(3), 287-294. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1997.tb00373.x>

Rogala, K., Hebblewhite, M., Whittington, J., White, C., Coleshill, J., & Musiani, M. (2011). Human Activity Differentially Redistributions Large Mammals in the Canadian Rockies National Parks. *Ecology and Society*, 16. <https://doi.org/10.5751/ES-04251-160316>

Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), 87-98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.023>

Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2013). Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia*, 173(3), 1143-1156. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2684-x>

SÁAEZ-ROYUELA, C., & Tellería, J. L. (1986). The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in Europe. *Mammal Review*, 16(2), 97-101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1986.tb00027.x>

Scanes, C. G. (2018). Chapter 19 - Human Activity and Habitat Loss : Destruction, Fragmentation, and Degradation. In C. G. Scanes & S. R. Toukhsati (Éds.), *Animals and Human Society* (p. 451-482). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805247-1.00026-5>

Seidler, R. G., Long, R. A., Berger, J., Bergen, S., & Beckmann, J. P. (2015). Identifying impediments to long-distance mammal migrations. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 29(1), 99-109. <https://doi.org/10.1111/cobi.12376>

Seiler, A., & Bhardwaj, M. (2020). Wildlife and Traffic : An Inevitable but Not Unsolvable Problem? In F. M. Angelici & L. Rossi (Éds.), *Problematic Wildlife II: New Conservation and Management Challenges in the Human-Wildlife Interactions* (p. 171-190). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-42335-3_6

Seiler, A., & Helldin, J.-O. (2006). *Mortality in wildlife due to transportation* (p. 165-189). https://doi.org/10.1007/1-4020-4504-2_8

Seiler, A., & Olsson, M. (2017). Wildlife Deterrent Methods for Railways—An Experimental Study. In L. Borda-de-Água, R. Barrientos, P. Beja, & H. M. Pereira (Éds.), *Railway Ecology* (p. 277-291). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_17

Simpson, N. O., Stewart, K. M., Schroeder, C., Cox, M., Huebner, K., & Wasley, T. (2016). Overpasses and underpasses : Effectiveness of crossing structures for migratory ungulates. *The Journal of Wildlife Management*, 80(8), 1370-1378. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21132>

SPW (2012) Les Indicateurs Clés de l'Environnement Wallon. Direction de l'Etat Environnemental. Service public de Wallonie - DGARNE - DEMNA - DEE, 160 pp.

SPW. (2022). *Infrastructures de transport—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. <https://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/TRANS 1.html>

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 (Éds.), *Connectivity Conservation* (p. 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)

Tison, M. (2025, juin 19). Faciliter le déplacement de la faune. *La Presse*. <https://www.lapresse.ca/voyage/plein-air/2025-06-19/faciliter-le-deplacement-de-la-faune.php>

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>

Van der Perre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Claessens, H., Ridremont, F., Tricot, C., Vinck, C., & Ponette, Q. (2015). *La carte bioclimatique de Wallonie : Un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières*. 135, 48-58.

van der Ree, R., & van der Grift, E. A. (2015). Recreational Co-Use of Wildlife Crossing Structures. In *Handbook of Road Ecology* (p. 184-189). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch22>

Vassant, J., Brandt, S., & Jullien, J. m. (1993). Influence du passage de l' autoroute A5 sur les populations de cerf et sanglier du Massif d' Arc-en-Barrois (France). 1. partie : Cas de la population cerf. *Bulletin Mensuel de l'Office National de La Chasse*. <https://agris.fao.org/search/en/providers/123819/records/64736138e17b74d222536d15>

Waetjen, D., & Shilling, F. (2017). Large Extent Volunteer Roadkill and Wildlife Observation Systems as Sources of Reliable Data. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 89. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00089>

Warnock-Juteau, K., Bolduc, V., LoScerbo, D., Anderson, M., Daguet, C., & Jaeger, J. A. G. (2022). Co-use of existing crossing structures along roads by wildlife and humans : Wishful thinking? *Nature Conservation*, 47, 235-270. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.47.73060>

Wearn, O. R., & Glover-Kapfer, P. (2019). Snap happy : Camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science*, 6(3), 181748. <https://doi.org/10.1098/rsos.181748>

Wilcove, D.S. and S.K. Robinson 1990. The impact of forest fragmentation on bird communities in eastern North America. Pp. 3 19-33 1 in A. Keast, ed Biogeography and ecology of forest bird communities. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.

Wilson, R. (2023). North Dakota Outdoors. *The North Dakota and Fish Department*. <https://gf.nd.gov/magazine/2023/may>

Yanes, M., Velasco, J. M., & Suárez, F. (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biological Conservation*, 71(3), 217-222. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00028-O](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00028-O)

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, 53-73. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634>

9. Annexes

Annexe 1. Procédures administratives : autorisations de suivi des points de passage sélectionnés.

Avant toute demande d'autorisation, il convient de souligner que la prise de photographies le long de la voie publique est soumise au Règlement Général sur la Protection des Données (RGPD). Le respect de ce règlement doit impérativement être mentionné dans la formulation de chaque demande. Des mesures spécifiques ont été mises en place dans le cadre de cette étude afin de garantir la conformité au RGPD, elles sont détaillées dans la section « Traitement des images ».

Pour le placement de pièges photographiques sur les sites sélectionnés, plusieurs types d'autorisations ont été nécessaires :

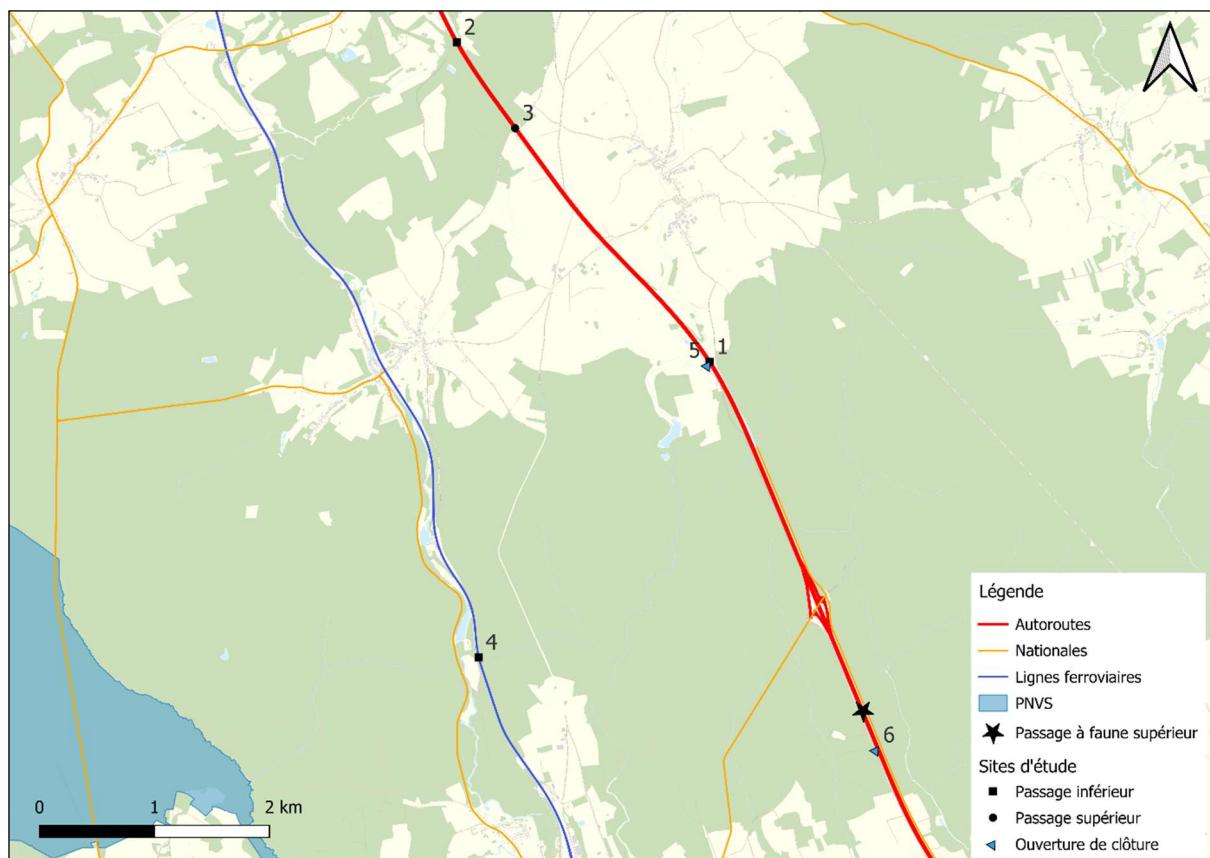
- L'accord des communes concernées pour tous les sites situés en dehors de terrains privés ;
- L'accord des propriétaires pour les emplacements sur terrains privés (sites 11 et 14) ;
- L'autorisation du Département Nature et Forêts (DNF) pour les sites situés en forêt domaniale.
- L'accord du SPW Mobilité et Infrastructures pour l'installation de caméras le long de la voie publique et pour l'accrochage des caméras sur la structure des ouvrages d'art.

En complément, la circulation en forêt domaniale sur les chemins forestiers en voiture a également exigé une autorisation spécifique du DNF.

L'ensemble de cette phase administrative a nécessité environ trois mois.

Enfin, afin d'établir un cadre juridique clair entre les communes, le Parc national de la Vallée de la Semois et l'Université de Liège, une convention de collaboration a été proposée aux communes partenaires. Ce document précise les responsabilités de chaque partie concernant la gestion des images issues des caméras-trap. Il est accompagné d'une analyse d'impact relative à la protection des données, qui détaille le processus de traitement des images ainsi que les objectifs poursuivis par cette collecte.

Annexe 2. Carte situant le passage à faune supérieur de Habay, aux alentours des sites étudiés.



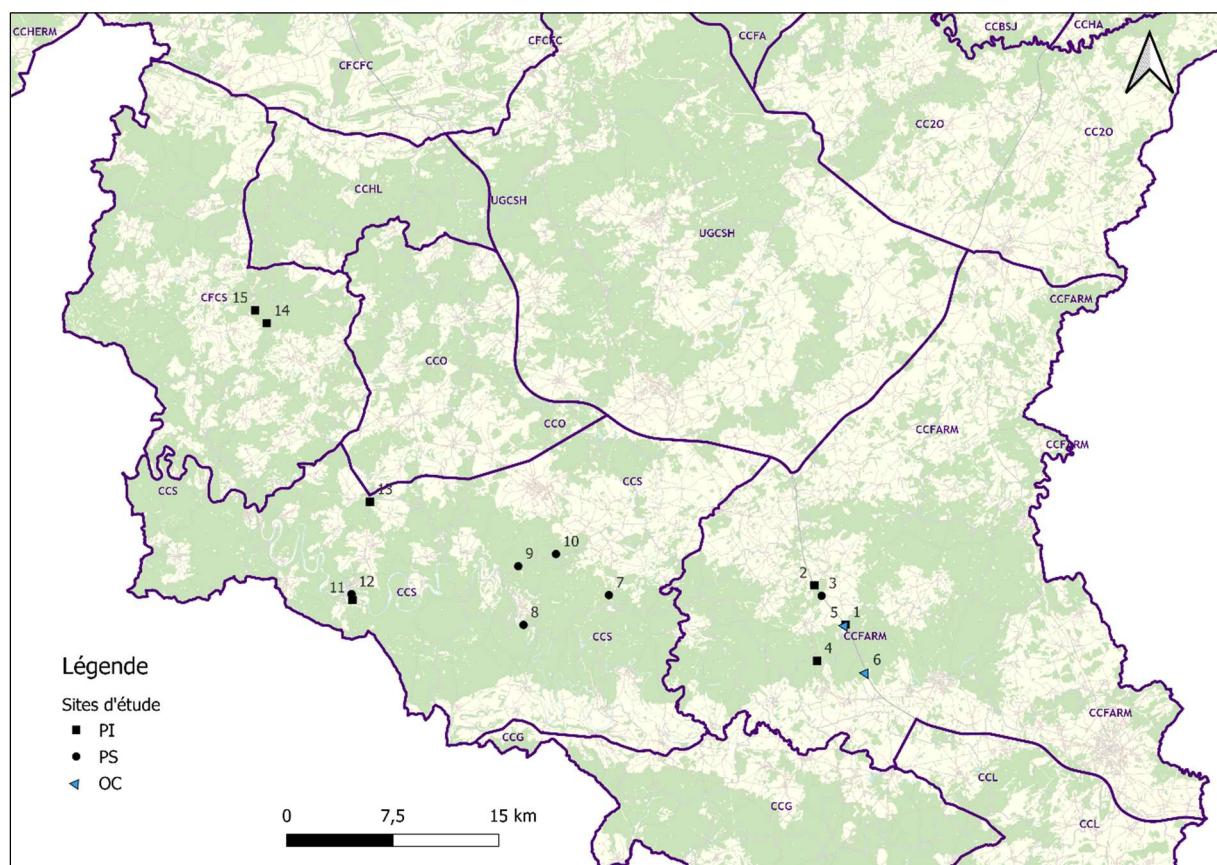
Annexe 3. Caractérisation de l'occupation du sol autour des sites étudiés à partir de la cartographie « LifeWatch-Ecotopes-Série » (FWB, 2023). Les trois classes d'occupation majoritaires sont indiquées en pourcentage de surface dans un rayon de 250, 500 et 1000 mètres.

Légende		
Code	Occupation du sol	Description
MGramin	couverture gramoïde monospécifique permanente	couverture gramoïde monospécifique permanente résultant d'utilisations intensives des terres telles que l'agriculture intensive, les jardins, les loisirs ...
BroadLV	feuillus	feuillus (angiospermes) situés en forêt ou d'autres utilisations des terres (haies, vergers...)
NeedILV	conifères	conifères (gymnospermes) situés en forêt ou d'autres utilisations des terres (haies, jardins...)
Plowed	couvert herbacé labouré	terres arables (cultures annuelles et couverts herbacés temporaires)
Copen	zone ouverte perturbée	couvert herbacé et arbustif permanent provenant de plantes adventices forestières et de jeunes arbres. Cette catégorie comprend les coupes à blanc récentes, les petites trouées forestières où le couvert du houppier est absent ainsi que la végétation rudérale provenant de zones récemment perturbées ou de plantations d'arbres de Noël.
Nopen	zone ouverte avec des sols relativement secs	couvert herbacé permanent mélangé avec d'autres végétations non ligneuses. Cette classe couvre un grand nombre de points chauds potentiels pour la biodiversité tels que les landes ou les vastes prairies.
Sealed	surface imperméable artificielle	surface du sol recouverte de surfaces imperméables artificielles (par exemple, béton ou bitume). Cette classe comprend les routes, les parkings et les ponts.

		Occupation du sol						
		1		2		3		Autres
ID site	Rayon (m)	code	%age	code	%age	code	%age	%age
1	250	MGramin	53.00%	Sealed	11.70%	BroadLV	10.60%	24.70%
	500	MGramin	40.70%	NeedILV	22.40%	BroadLV	8.65%	28.25%
	1000	MGramin	30.10%	NeedILV	28.70%	BroadLV	18.70%	22.50%
2	250	NeedILV	27.01%	MGramin	25.48%	BroadLV	21.78%	25.73%
	500	NeedILV	28.05%	MGramin	24.35%	BroadLV	18.30%	29.30%
	1000	MGramin	33.65%	NeedILV	23.91%	BroadLV	14.23%	28.21%
3	250	NeedILV	25.98%	BroadLV	20.05%	Plowed	16.50%	37.47%
	500	NeedILV	27.68%	MGramin	21.53%	BroadLV	18.00%	32.79%
	1000	MGramin	38.79%	NeedILV	24.17%	BroadLV	10.41%	26.63%
4	250	BroadLV	53.18%	NeedILV	17.91%	MGramin	13.49%	15.42%
	500	BroadLV	75.73%	NeedILV	10.70%	MGramin	3.92%	9.65%
	1000	BroadLV	72.04%	NeedILV	12.62%	MGramin	7.79%	7.55%

	250	MGramin	53.00%	Sealed	11.70%	BroadLV	10.60%	24.70%
5	500	MGramin	40.70%	NeedILV	22.40%	BroadLV	8.65%	28.25%
	1000	MGramin	30.10%	NeedILV	28.70%	BroadLV	18.70%	22.50%
6	250	BroadLV	68.53%	NeedILV	16.92%	Sealed	11.70%	2.85%
	500	BroadLV	57.02%	NeedILV	23.68%	Sealed	6.13%	13.17%
	1000	BroadLV	57.24%	NeedILV	16.92%	MGramin	14.40%	11.44%
7	250	BroadLV	49.01%	Copen	22.38%	Sealed	6.95%	21.66%
	500	BroadLV	40.65%	NeedILV	28.81%	Copen	15.68%	14.86%
	1000	BroadLV	43.91%	NeedILV	26.41%	Copen	12.06%	17.62%
8	250	BroadLV	59.88%	NeedILV	17.20%	Copen	7.65%	15.27%
	500	BroadLV	57.43%	NeedILV	12.18%	MGramin	7.95%	22.44%
	1000	BroadLV	56.68%	MGramin	11.33%	NeedILV	10.83%	21.16%
9	250	BroadLV	80.59%	NeedILV	10.00%	Nopen	4.79%	4.62%
	500	BroadLV	81.35%	NeedILV	10.36%	Nopen	3.28%	5.01%
	1000	BroadLV	74.88%	NeedILV	18.16%	Nopen	1.57%	5.39%
10	250	BroadLV	64.70%	NeedILV	20.44%	Sealed	9.28%	5.58%
	500	BroadLV	73.48%	NeedILV	17.50%	Sealed	4.25%	4.77%
	1000	BroadLV	74.23%	NeedILV	17.49%	Sealed	1.98%	6.30%
11	250	BroadLV	18.52%	Sealed	17.49%	Plowed	16.06%	47.93%
	500	BroadLV	36.40%	Sealed	12.83%	MGramin	12.27%	38.50%
	1000	BroadLV	41.04%	MGramin	16.47%	Sealed	14.45%	28.04%
12	250	BroadLV	38.99%	Plowed	21.86%	Sealed	16.98%	22.17%
	500	BroadLV	36.54%	Sealed	17.85%	MGramin	10.98%	34.63%
	1000	BroadLV	40.49%	MGramin	17.57%	Sealed	15.41%	26.53%
13	250	BroadLV	49.83%	Sealed	20.29%	MGramin	20.14%	9.74%
	500	BroadLV	45.09%	NeedILV	17.25%	Sealed	14.13%	23.53%
	1000	BroadLV	32.25%	NeedILV	24.98%	MGramin	24.71%	18.06%
14	250	NeedILV	62.94%	BroadLV	22.54%	Sealed	6.44%	8.08%
	500	NeedILV	67.10%	BroadLV	25.63%	Sealed	3.92%	3.35%
	1000	NeedILV	55.66%	BroadLV	22.82%	MGramin	10.32%	11.20%
15	250	BroadLV	51.85%	NeedILV	32.88%	Sealed	9.11%	6.16%
	500	BroadLV	42.31%	NeedILV	36.27%	Copen	7.92%	13.50%
	1000	NeedILV	40.55%	BroadLV	39.68%	Plowed	5.35%	14.42%

Annexe 4. Carte avec les périmètres des conseils cynégétiques et les sites étudiés.



Annexe 5. Indicateurs de densités de gibier : nombre de tirs estimés pour 1000 ha de forêt pour les chevreuils et sanglier, et nombre de tirs basés sur un plan de tirs pour le cerf (SPW-ARNE-DNF).

ID site	Territoire de chasse	Superficie boisée (ha)	Grand cerf	Petit cerf	Biche	Faon	Total cervus elaphus	Chevreuil	Sanglier
1 et 5	Mellier	80	0	0	0	0	0	3	1
	Thibessart	78	0	1	0	0	1	9	1
	Total	158	0	1	0	0	1	12	2
	Tir/1000ha						6.33	75.95	12.66
2 et 3	Léglise-Burnaimont	88	0	3	0	0	3	25	16
	Nivelet	164	0	2	1	0	3	15	0
	Mellier	240	1	1	2	1	5	7	0
	Mellier	244	0	3	2	2	7	14	0
	Bois bertrand	66	0	0	0	0	0	4	0
	Total	802	1	9	5	3	18	65	16
	Tir/1000ha						22.44	81.05	19.95
4	Melier	1600	3	6	7	3	19	56	6
	Marbehan	246	1	1	1	0	3	13	6
	Total	1846	4	7	8	3	22	69	12
	Tir/1000ha						11.92	37.38	6.50
6	Rulles ouest	362	0	1	0	0	1	5	0
	Rulles	275	0	0	0	0	0	6	2
	Anlier Rulles	5656	5	0	0	0	5	78	153
		1061							
	Total	6293						89	155
	Total cervidés	1698					6		
	Tir/1000ha						3.53	14.14	24.63
7	Herbeumont Dom et C	3063	2	11	8	24	45	12	33
	Cerisiers	40	1	0	1	0	2	1	2
	Total	3103	3	11	9	24	47	13	35
	Tir/1000ha						15.15	4.19	11.28
8	hors conseil	28	0	0	4	1	5	/	/
	Sainte Cécile	685	4	7	30	24	65	17	83
	Total	713	4	7	34	25	70	17	83
	Tir/1000ha						98.18	23.84	116.41
9	Bertrix-Ardoisières	1590	2	2	2	1	7	40	31
	Herbeumont Dom et C	3063	2	11	8	24	45	12	33
	Total	4653	4	13	10	25	52	52	64
	Tir/1000ha						11.18	11.18	13.75
10	Bertrix-Ardoisières	1590	2	2	2	1	7	40	31
	Orgeo	330	1	0	2	0	3	15	27

	Total	1920	3	2	4	1	10	55	58
	Tir/1000ha						5.21	28.65	30.21
11 et 12	Buhan	468	0	4	1	1	6	24	9
	Tir/1000ha						12.82	51.28	19.23
13	Plainevaux	176	0	1	0	0	1	14	4
	Menuchenet	434	0	0	0	0	0	9	11
	Total	610	0	1	0	0	1	23	15
	Tir/1000ha						1.64	37.70	24.59
14	Mairies Proigy-Les Houlines Conseil faunistique de la Croix Scaille	263	1	0	0	0	1		
		934	3	0	1	1	5		
		23412						1049	2500
	Total cervidés	1197	4	0	1	1	6		
	Total autres	23412							
	Tir/1000ha						5.01	44.81	106.78
15	Les Hautes Boules Conseil faunistique de la Croix Scaille	264	1	0	0	0	1		
		23412						1049	2500
	Tir/1000ha						3.79	44.81	106.78

Annexe 6. Panneau informatif.



Biodiversity
Ecosystems
Landscapes



Présentation du projet d'analyse de l'utilisation des passages au-dessus et en-dessous des routes par la faune sauvage



Bonjour cher promeneur, chère promeneuse,

Un système de comptage des animaux par caméra est placé sur l'itinéraire que vous fréquentez. Dans le cadre d'une étude de l'impact des routes sur les déplacements des animaux, l'Université de Liège a équipé une vingtaine de passages de différents mécanismes de comptage des animaux les empruntant pour un monitoring qui durera environ un an.

Le but est notamment de mesurer l'utilisation de ces passages par la faune afin de guider des mesures de gestion efficaces pour limiter les collisions sur la route et favoriser les déplacements des animaux dans le paysage.

Pour compter les animaux, on utilise des appareils photo qui sont placés dans ou à proximité des passages étudiés et que vous pouvez fréquenter. Mais pas de panique! Les photos qui sont prises sont analysées par un processus automatisé qui supprime celles concernant des humains ou des véhicules. Et ce pour **respecter votre vie privée**. Nous ne conservons que des données de comptages qui seront utilisées pour voir l'impact de la fréquentation humaine sur les animaux.

Si vous découvrez l'un des appareils photo, nous comptons sur votre collaboration pour ne pas y toucher.

Bonne randonnée!

Adresse de contact: axel.bourdouxhe@uliege.be



Les images récoltées par ces appareils photo seront traitées par les départements *Biodiversité, Ecosystèmes et Paysage* de l'Université de Liège pour des finalités de recherche scientifique (Mission d'intérêt public de l'ULiège en matière d'enseignement, de recherche et de service à la communauté). Ces données seront rendues anonymes et conservées jusqu'au terme du projet de recherche (31 décembre 2025). Elles ne seront pas transmises à des tiers.

Conformément aux dispositions du Règlement Général sur la Protection des Données (UE 2016/679), vous pouvez exercer vos droits (droit d'accès, de rectification, d'effacement, à la limitation, à la portabilité et d'opposition) en contactant le Délégué à la Protection des Données de l'ULiège (dpo@uliege.be – Monsieur le Délégué à la Protection des Données, Bât. B9 Cellule « GDPR », Quartier Village 3, Boulevard de Colonster 2, 4000 Liège, Belgique). Vous disposez également du droit d'introduire une réclamation auprès de l'Autorité de protection des données (<https://www.autoriteprotectiondonnees.be>, contact@apd-gba.be).

Annexe 7. Horaires de fonctionnement programmés pour les pièges photographiques en tenant compte du flux routier.

Sites	Période 1 (26/03-10/04)		Période 2 (10/04-26/04)		Période 3 (26/04-9/05)		Période 4 (9/05-23/05)		Période 5 (23/05-6/06)	
	début	fin	début	fin	début	fin	début	fin	début	fin
1	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
2	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
3			21:00:00	06:00:00	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00
4	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
5	00:00:00	00:00:00	20:00:00	07:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
6					21:00:00	05:30:00	20:30:00	06:00:00	20:00:00	07:00:00
7	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
8			00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
9	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
10	00:00:00	00:00:00	20:00:00	07:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
11	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
12	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
13	22:00:00	05:00:00	21:00:00	06:00:00	19:30:00	06:00:00	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00
14	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00	00:00:00
15	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00	18:30:00	07:00:00

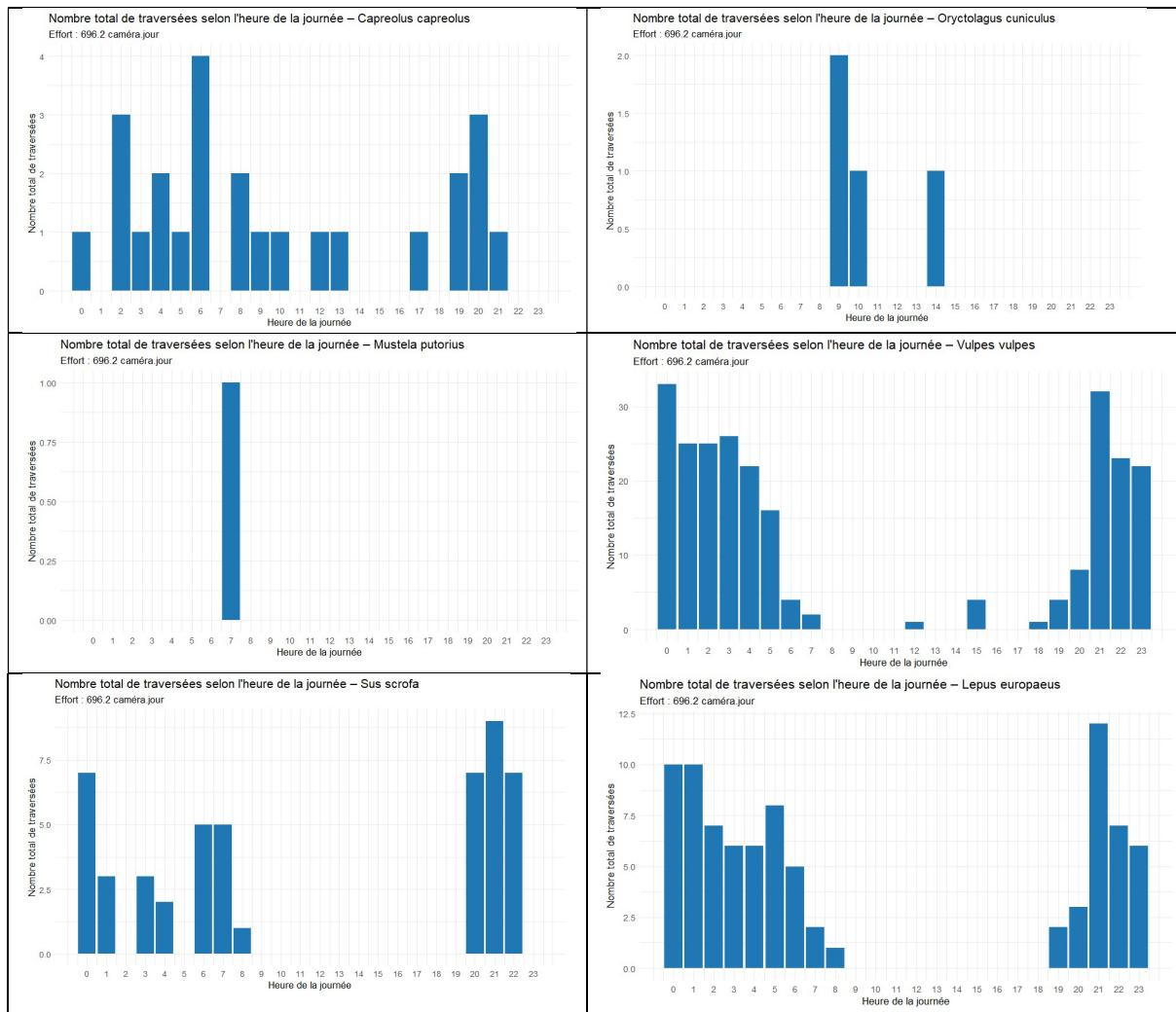
Annexe 8. Processus de pré-traitement des images.

Un script développé sous RStudio par Dr. Axel Bourdouxhe a été utilisé afin de supprimer automatiquement et sans contrôle humain les images contenant des visages humains ou des plaques d'immatriculation de véhicules, conformément aux exigences du Règlement général sur la protection des données (RGPD). Dans le cadre de ce travail, Dr. Bourdouxhe a signé une convention de confidentialité permettant à lui seul de copier temporairement les images contenant les données à caractère personnel et à les anonymiser par la suite grâce au script mentionné.

Ce processus est rendu possible grâce à l'intégration dans le script de l'intelligence artificielle (IA) "YOLOv8" version nano développée par Ultralytics et pré-entraînée sur le jeu de données COCO. L'algorithme de détection est spécifique aux objets anthropiques et est donc performant dans le cadre du tri des détections de véhicules et des humains.

Pour chaque relevé de chaque caméra, le script a produit un fichier CSV comprenant le comptage du nombre d'humain(s) et/ou de véhicule(s) présents sur chacune des images évaluées par l'IA. De plus, un deuxième fichier CSV résumant le premier, a été produit à partir de ces données, qui regroupe les images par séquence. Une séquence comprenant des images, chacune séparée par moins de deux minutes. Pour chaque séquence, le fichier indique la date et l'heure de début et de fin. Il précise également séparément le nombre maximal d'humains et de véhicules détectés sur une image de la séquence, ainsi que le nombre total d'images qu'elle contient. Le nombre maximal a été privilégié à la somme des détections afin de ne pas produire de double comptage et de surestimer la fréquentation anthropique des passages.

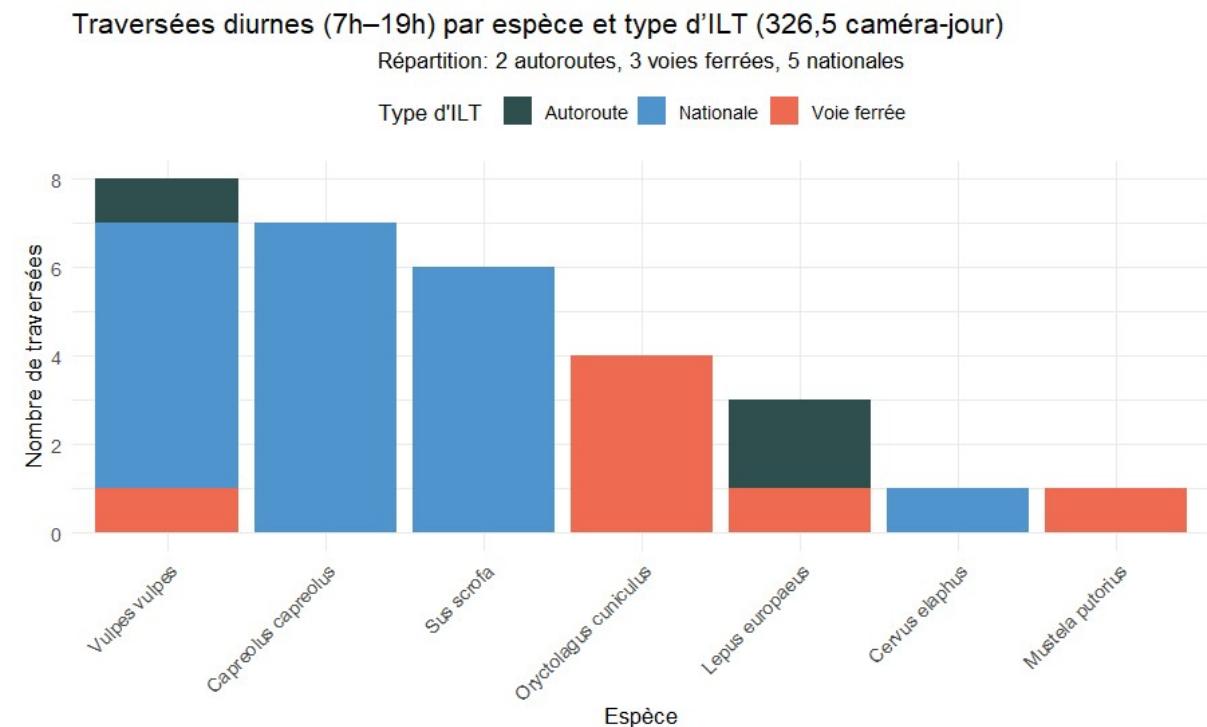
Annexe 9. Traversées totales selon l'heure de la journée pour les espèces détectées pendant la période diurne (7h-19h).



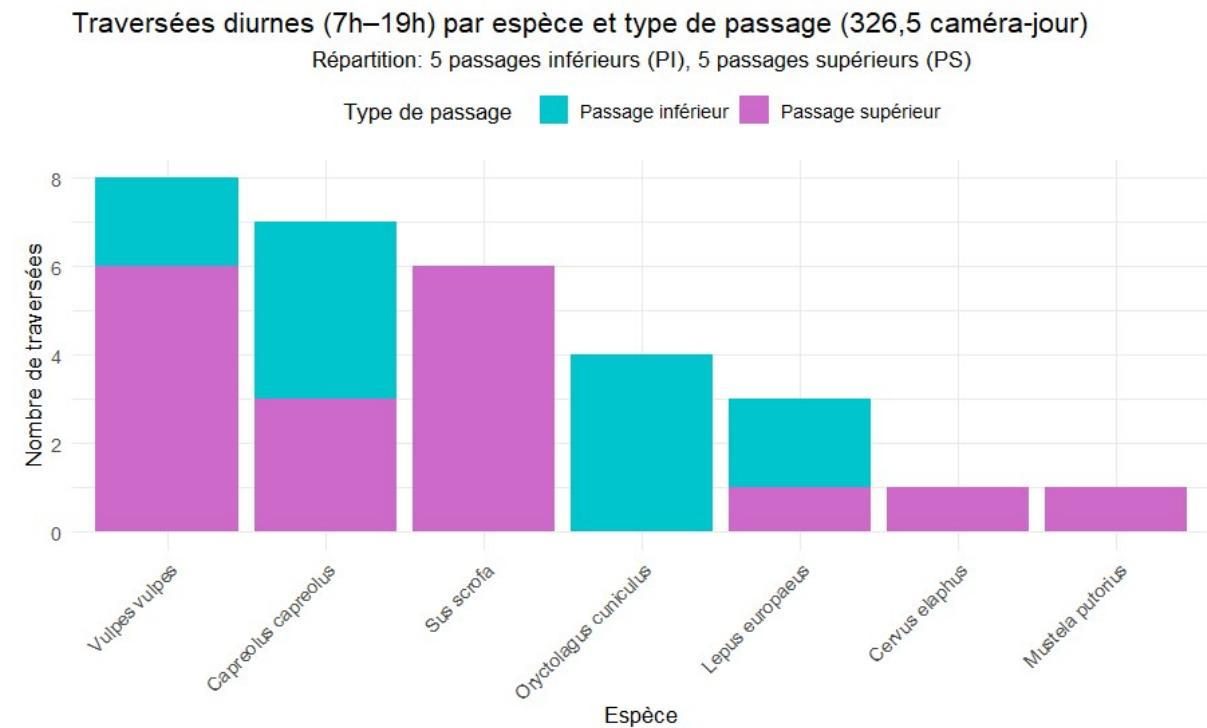
Annexe 10. Photos des 8 espèces principalement rencontrées.



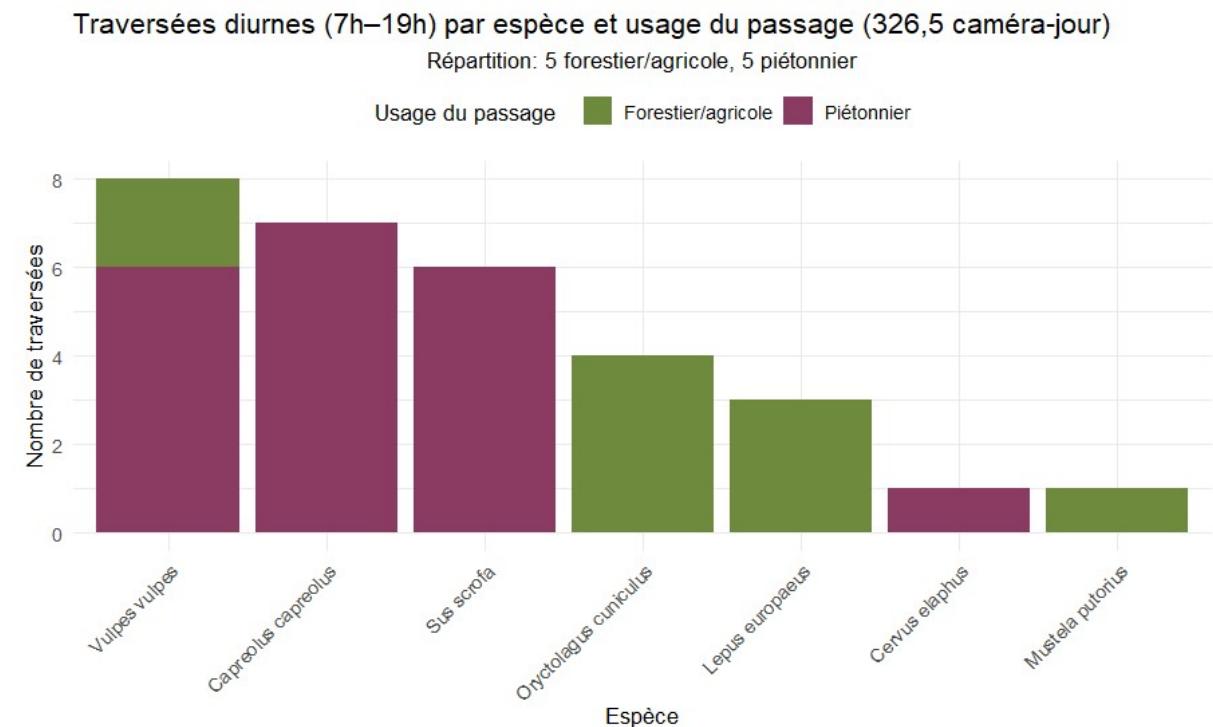
Annexe 11. Traversées diurnes tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et par type d'ILT franchie.



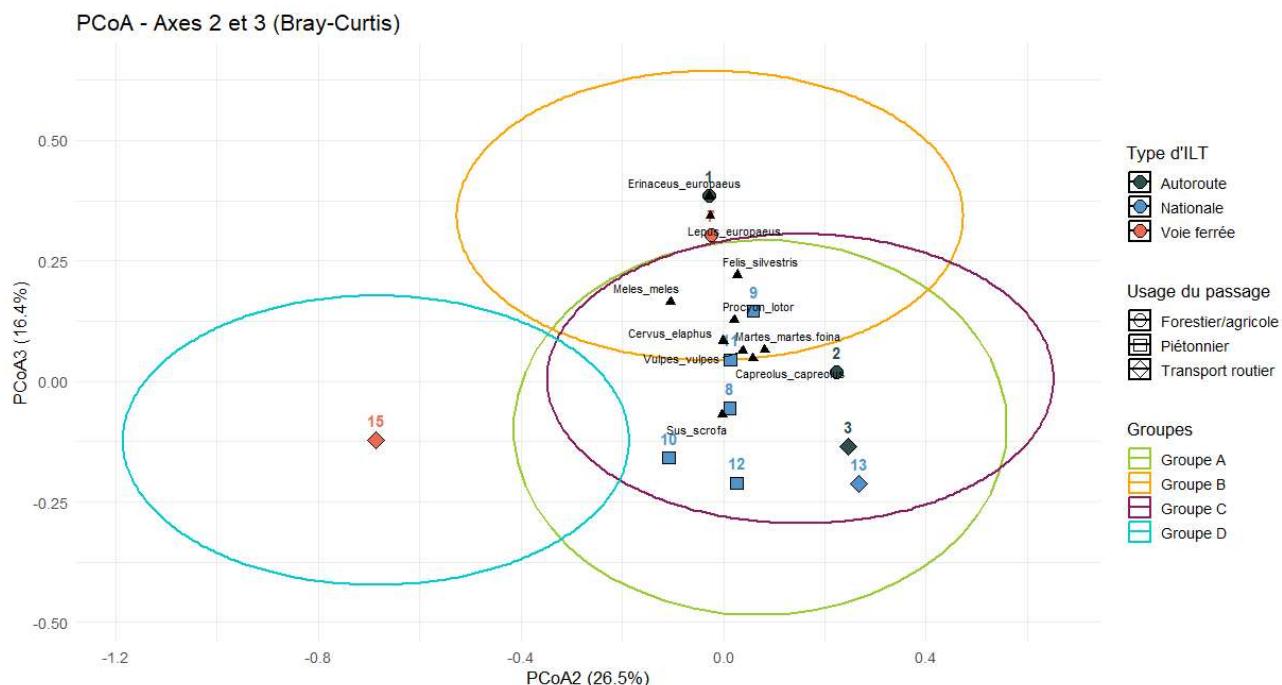
Annexe 12. Traversées diurnes tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et par type de passage franchi.



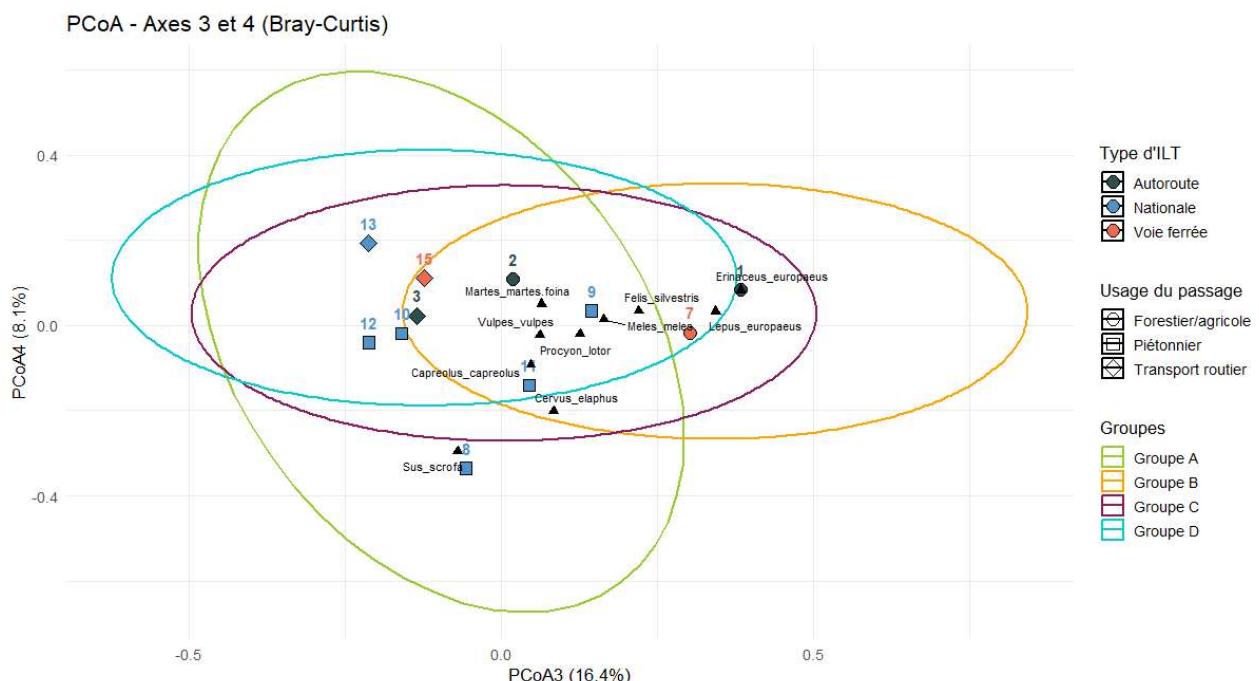
Annexe 13. Traversées diurnes tout ouvrage de franchissement confondu (uniquement pour les caméras actives 24h/24) par espèce et par type d'usage des passages.



Annexe 14. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 2 et 3 expliquent respectivement 26,5 % et 16,4 % de la variance.



Annexe 15. Ordination des sites basée sur une PCoA (distance de Bray-Curtis) avec projection des espèces (triangles noirs). Les axes 3 et 4 expliquent respectivement 16,4 % et 8,1 % de la variance.



Annexe 16. Résultats de la corrélation entre l'indicateur de densité (*Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Sus scrofa*) et le nombre moyen de détections nocturnes.

Espèce	Corrélation (r)	t	ddl	p-valeur	IC (95%)	n (sites)
<i>Cervus elaphus</i>	+0.999	266.75	1	0.0024	/ (n=3)	3
<i>Capreolus capreolus</i>	-0.276	-0.76	7	0.4723	[-0.794 ; 0.475]	9
<i>Sus scrofa</i>	+0.675	1.59	3	0.2108	[-0.512 ; 0.976]	5