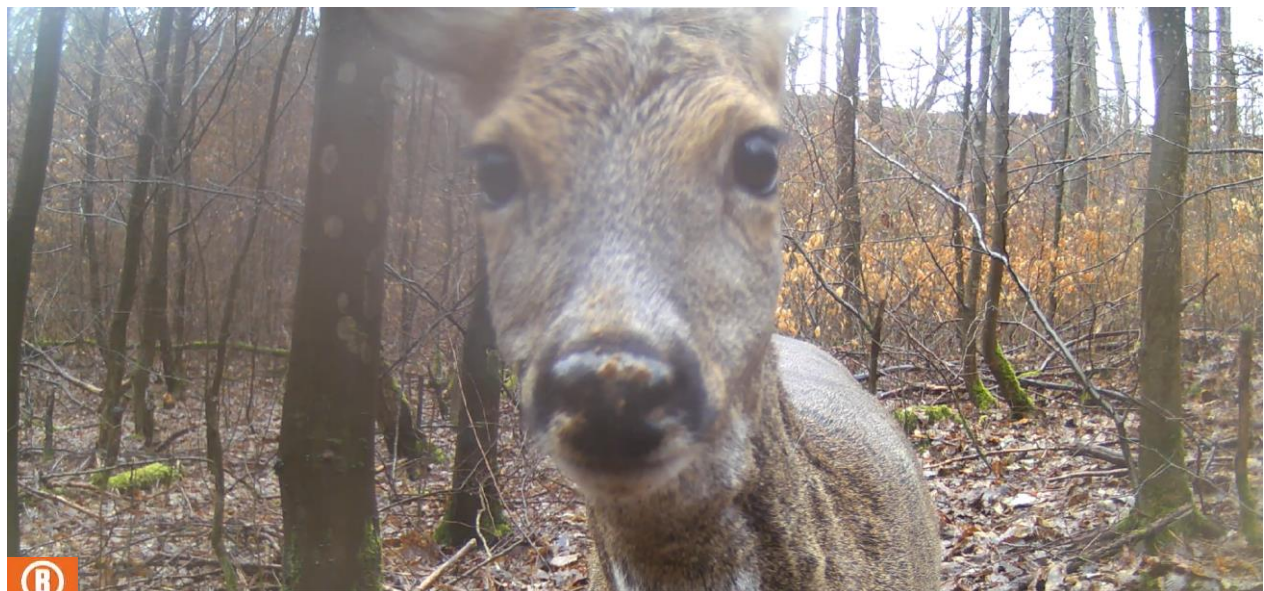


Composition et taille de la population de chevreuils (*Capreolus capreolus* L.) du Bois de Lauzelle : Pièges caméras et analyse génétique

Tomasetti Camille



CORE Cam

62°F 16°C



04/28/2023 14:27:22

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
de Master en Biologie des Organismes et Écologie

Promoteur: Pr. Renate Wesselingh (ELIV)

Superviseur: Thibaut Thyron (GPEX)

Année académique 2023-2024

Résumé

L'expansion urbaine et la fragmentation des habitats qui en découle posent des défis majeurs pour la conservation de la biodiversité. La taille réduite et l'isolation accrue d'un fragment augmentent le risque d'extinction d'une population en limitant notamment la dispersion des individus et bloquant ainsi le flux de gènes.

Ce mémoire examine la population de chevreuils européens (*Capreolus capreolus* L.) du Bois de Lauzelle, une zone forestière de 198 ha à proximité de Louvain-la-Neuve encerclée de routes rapides. C'est une espèce largement répandue en Europe et réputée pour sa plasticité comportementale. L'étude cherche à définir la densité de la population et déterminer si le bois est isolé. Pour ce faire, deux indicateurs sont étudiés : la potentielle dépression de consanguinité dans la population et la dispersion des individus.

Deux approches sont utilisées. Tout d'abord, des pièges caméras ont été installés dans le bois entre février et septembre 2023, révélant ainsi une densité élevée de 27 chevreuils/km². Parmi les caméras placées hors du bois, seuls deux sites ont capté des images de chevreuils, mais ces individus n'ont jamais été revus à l'intérieur du bois. De plus, trois collisions mortelles de chevreuils avec une voiture ont eu lieu durant l'étude. Ces différentes observations soutiennent l'hypothèse que les routes environnantes constituent une barrière de dispersion.

Ensuite, un protocole d'analyse génétique rigoureux et fiable est développé en utilisant 14 loci microsatellites polymorphes, à partir d'échantillons de chair et de fèces de quatre individus. Les résultats indiquent une certaine consanguinité avec un coefficient F_{is} de 0.28 et un déficit en hétérozygotes dans les loci. Néanmoins, d'autres indicateurs, comme le nombre d'allèles partagés et le taux moyen d'homozygotie chez les individus montrent une diversité génétique encore suffisante pour maintenir la viabilité de la population à court terme.

Bien que les indices pointent vers un isolement potentiel du Bois de Lauzelle et une certaine consanguinité, la population ne semble pas immédiatement menacée d'extinction. Pour confirmer ces observations, une étude génétique à plus grande échelle est nécessaire. Parmi les futures actions de conservation envisagées, la construction d'un pont écologique entre le Bois de Lauzelle et le Bois de Villers apparaît comme une solution prometteuse qui pourrait rétablir la connectivité et faciliter la dispersion des individus améliorant ainsi la résilience de la population.

Abstract

Urban sprawl and the resulting fragmentation pose major challenges to biodiversity conservation. The reduced size and increased isolation of a fragment increases the risk of population extinction, in particular by limiting the dispersal of individuals and thus blocking gene flow.

This master thesis investigates the population of European roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in the Bois de Lauzelle, a 198-hectare forested area near Louvain-la-Neuve surrounded by high-speed roads. It's a species widely distributed in Europe and known for its behavioral plasticity. The study aims to define the population density and to determine whether the wood is isolated. To this end, two indicators will be studied: possible inbreeding depression in the population and dispersal of individuals.

Two approaches were used to answer these questions. First, camera traps were installed between February and September 2023 to estimate population size and composition, revealing a high density of 27 deer/km². Of the cameras placed outside the wood, only two sites captured images of deer, but these individuals were never seen inside the wood. In addition, three deer were killed in car collisions during the study. These observations suggest that the surrounding roads act as a barrier to dispersal.

Next, a rigorous and reliable genetic analysis protocol was developed using 14 polymorphic microsatellite loci from tissue and fecal samples of four individuals. These results indicate a certain degree of inbreeding, with a F_{is} coefficient of 0.28 and a deficit of heterozygotes at all loci. However, other indicators, such as the number of shared alleles and the average homozygosity rate among individuals, show that genetic diversity is still sufficient to maintain the population's short-term viability.

Although there is evidence of possible isolation of the Bois de Lauzelle and some inbreeding, the population does not appear to be in immediate danger of extinction. However, a larger-scale genetic study is needed to confirm these conclusions. Among the conservation measures envisaged for the future, the construction of an ecological bridge between the Bois de Lauzelle and the Bois de Villers seems to be a promising solution that could restore connectivity and facilitate individual dispersal, thus improving the population's resilience.

Remerciements

Ce mémoire n'aurait jamais abouti sans l'aide et le soutien de nombreuses personnes qui ont, de près ou de loin, participé à sa réalisation. Je tiens à remercier ici :

La professeur Renate Wesselingh pour son encadrement, ses explications, ses précieux conseils et le temps qui m'a été consacré ;

Le garde forestier du Bois de Lauzelle, Thibaut Thyron, pour son aide enthousiaste, sa disponibilité, sa participation active à chaque étape du projet et son encadrement ;

Linda Dhondt, pour son accompagnement à toutes épreuves en laboratoire, ses enseignements sur les différents protocoles et sa disponibilité ;

Marie-Christine Flamand, pour ses précieux conseils, le partage volontaire de son expertise et ses explications ;

Adrian Neveu, pour les manipulations réalisées volontairement ;

Romin Tomasetti et Eva Joskin, pour leurs précieux conseils et leur correction assidue du travail écrit ;

Justine Simeon, pour son aide lors des déplacements de caméras et des récoltes d'échantillons de fèces et son soutien moral ;

Mes parents pour leur dévouement, leur aide et la mise en place d'un cadre de travail agréable ;

Ma famille et mes amis pour leurs encouragements et leur soutien moral.

Table des matières

1.	Introduction	1
2.	État de l'art	3
2.1	Définition de l'écologie paysagère, ses concepts et composantes.....	3
	Habitat.....	3
	Paysage.....	3
	Écotones	4
	Les parcelles au sein de la matrice.....	4
	Application de la théorie de la biogéographie insulaire	5
	Effet de bord	6
	Configuration spatiale et connectivité	7
	Dynamique des populations.....	9
	Approches de l'écologie spatiale	9
2.2	La fragmentation de l'habitat (mécanismes et effets)	10
	Définition et mesurabilité	10
	Effets sur la biodiversité.....	13
	Conservation des espèces	15
	Conséquences évolutives	17
	Le cas des routes.....	19
2.3	Conclusion de l'état de l'art.....	20
3.	Biologie du chevreuil.....	21
3.1	Introduction	21
3.2	Description.....	21
3.3	Reproduction	22
3.4	Habitat.....	23
3.5	Régime alimentaire	23
3.6	Comportement social	24
3.7	Statut du chevreuil en région wallonne	24
3.8	Observations.....	25
	Couchette	26
	Empreintes	26
	Coulée	26
	Moquette.....	26

Abrouissement	27
Rond de sorcière	27
Régalis	27
4. Site de l'étude : Bois de Lauzelle.....	28
4.1 Description et situation géographique.....	28
4.2 Climat	29
4.3 Géologie.....	29
5. Matériel et méthode	31
5.1 Protocole A : pose de pièges caméras.....	31
5.1 Protocole B : analyse génétique	31
Collection des échantillons.....	31
Extraction d'ADN.....	32
PCR Multiplex	33
Analyse des résultats	36
6. Résultats	38
6.1 Analyse des vidéos	38
Succès VS échec	38
Dispersion des individus.....	38
Ratio sexuel	39
Juvéniles	39
Estimation du domaine vital.....	40
Sites d'intérêt	42
Composition et taille de la population.....	44
6.2 Analyse génétique.....	44
7. Discussion	46
7.1 Étude de la population grâce aux pièges caméras.....	46
Taille et densité de la population	46
Dispersion des individus.....	47
Validité de la méthode.....	48
7.2 Analyse génétique de la population au moyen de 14 loci microsatellites polymorphes.....	49
Résultats et fiabilité	49
Validité du protocole.....	50
8. Conclusion et perspectives	51

9. Bibliographie..... 53

10. Annexes 60

Protocole S1: Extraction d’ADN 60

Liste des figures

Figure 1: Théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Prédiction de la richesse spécifique d'une île en fonction de son taux d'immigration ou d'extinction ainsi que de sa taille et de son isolation (Perrin 2021).....	6
Figure 2: Schéma démontrant que le ratio habitat/lisière diffère en fonction de la taille et de la forme de la parcelle. Création personnelle de l'auteure.....	7
Figure 3: Représentation schématique d'un paysage et de ses composantes. Inspiré de (Chardon et al. 2003).	8
Figure 4: Les trois approches de l'écologie spatiale (Hanski 1998).	10
Figure 5: Modèle prédictif des effets de bords (Ries et Sisk 2004).	15
Figure 6: Appellation spécifique du chevreuil selon son âge et son sexe (Carruette et al. 2004).	21
Figure 7: Les différents cycles du chevreuil (cycles ; sexuel, des bois, du pelage et comportemental). Inspiré de Perleau (2008).	22
Figure 8: Estimation des populations d'ongulés sauvages en Wallonie (SPW ARNE - DNF 2018).	24
Figure 9: Estimation des dégâts occasionnés par les ongulés sauvages aux peuplements forestiers en Wallonie (SPW ARNE – DNF, 2018).	25
Figure 10: Étapes de la préparation de la reposée (Déom 1991).	26
Figure 11: Photo d'une trace de régalis (frottis + grattis) prise au Bois de Lauzelle le 24/05/2023.	27
Figure 12: Image aérienne du Bois de Lauzelle (encadré par les pointillés rouges) et ses alentours (Google Maps, 2024).....	28
Figure 13: Carte du Bois de Lauzelle basée sur les données d'OpenStreet Map 2024 avec ses délimitations et ses chemins ainsi que le Blanc-Ry et les courbes de niveaux. Réalisé avec QGis.	29
Figure 14: Schéma d'un processus d'amplification de fragments PCR avec une amorce universelle (queue A) marquée par fluorescence et des amorces directes spécifiques au locus, avec une queue ajoutée. L'amplification est indiquée par des lignes en pointillés. Lors des premiers cycles de la PCR, la queue marquée commence à être incorporée dans les fragments et, les amorces directes à queue, sont épuisées. Les cycles suivants incorporent le fluorochrome dans les fragments de PCR. Durant tout ce temps, les amorces inverses fonctionnent comme dans une PCR classique. Inspiré de Blacket et al. (2012).	35
Figure 15: Formule générale de l'hétérozygotie attendue (H_e) par locus. Avec p_i , la fréquence de l'allèle i pour un locus donné et k , le nombre total d'allèles différents pour ce locus.	36
Figure 16: Calcul du coefficient F_{IS} pour chaque locus à gauche et pour l'échantillon global à droite. Avec H_e , l'hétérozygotie attendue et H_o , l'hétérozygotie observée.	37
Figure 17: Carte du Bois de Lauzelle. Les points représentent les positions des pièges caméras qui ont su ou non capturer des vidéos de chevreuils. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	38
Figure 18: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les caméras ayant uniquement capturé des mâles, femelles ou les deux. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	39
Figure 19: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les emplacements où des caméras ont filmé des juvéniles. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	40
Figure 20: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les individus observés sur plusieurs caméras et leurs lignes de trajectoire rectilignes reliant les points d'observation, ainsi que le MCP 100% de Germain. Les points	

blancs notés 'Absent' représentent les caméras aux alentours dans la même période, ayant filmé des chevreuils mais aucun des individus d'intérêt. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	41
Figure 21: Carte du Bois de Lauzelle illustrant un cercle dont le diamètre est la distance séparant les deux points d'observations d'un même individu. Les points blancs notés 'Absent' représentent les caméras aux alentours dans la même période, ayant filmé des chevreuils mais aucun des individus d'intérêt. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	42
Figure 22: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les sites (17) où les individus ont été aperçu en train de se nourrir. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	43
Figure 23: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les sites (9) où des brocards ont marqué leur territoire par frottis, grattis et/ou régalis. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.	43

Liste des tableaux

Tableau 1: Échantillons de chair récoltés sur des chevreuils morts à la suite d'une collision avec une voiture. Nom, date de la collision et partie du corps de l'animal sur lequel la chair a été prélevée.	33
Tableau 2: Détail de la queue A fluorée ; nom, séquence, taille, fluorochrome associé, référence et température optimale.....	35
Tableau 3 : Taux d'homozygotie pour chaque échantillon ainsi que le taux total sur la population étudiée.	44
Tableau 4: Nombre d'allèles par locus, hétérozygotie attendue et calculée pour chaque locus et globalement. Coefficients de consanguinité (Fis) calculé pour chaque locus et globalement. Et les P-valeurs du test d'équilibre de Hardy-Weinberg (si P-valeur < 0.05, alors déficit en hétérozygotes), effectuées pour chaque locus et pour l'ensemble de l'échantillon. Les loci pour lesquels il existe un déficit hétérozygote significatif selon l'équilibre de Hardy-Weinberg sont en italique et gras. Les loci ne montrant aucune déviation par rapport à l'équilibre d'Hardy-Weinberg (p_valeur=1.000) sont en gris clair.....	45

1. Introduction

L'Anthropocène, l'ère géologique marquée par les effets à grande échelle de l'Homme sur la Terre (Palumbi 2001), est marqué par l'enclenchement de la sixième extinction de masse (Pievani 2014). La biodiversité est actuellement en déclin et cinq facteurs principaux sont identifiés comme responsables : le changement climatique, la pollution, la surexploitation, l'introduction d'espèces invasives et enfin la perte d'habitat (Pereira *et al.* 2010 ; Rands *et al.* 2010). Ce dernier est classé selon trois sous-catégories : la destruction, la dégradation et la fragmentation de l'habitat. Dans ce travail, l'intérêt porte sur la fragmentation qui représente un danger pour la survie des populations et des espèces. En effet, plus une population est isolée dans un petit fragment, plus elle a de chance de voir sa taille diminuer et son risque d'extinction augmenter (Haddad *et al.* 2015). Il est important de bien comprendre les mécanismes de la fragmentation et ses effets pour pouvoir établir des projets de conservation de la nature adéquats et efficaces (Sodhi et Ehrlich 2010; Wilson *et al.* 2016). En effet, tant qu'une espèce dont l'extinction est prévue persiste, il est encore temps de prendre des mesures telles que la restauration de l'habitat et la gestion du paysage (Kuussaari *et al.* 2009). Un des principaux impacts négatifs de la fragmentation est l'isolement des populations empêchant la dispersion des individus. Or, celle-ci est indispensable au flux de gènes qui assure la résilience d'une population.

Le chevreuil européen (*Capreolus capreolus* L.) est largement répandu en Europe. Il s'agit d'un animal capable de s'adapter à de nombreux paysages. Sa plasticité comportementale lui permet de s'adapter à des zones subissant une forte pression anthropique et/ou soumise à des transformations structurelles. Le Bois de Lauzelle, situé dans la commune d'Ottignies-Louvain-la-Neuve en Belgique, pourrait être considéré comme isolé. En effet, il est entouré de différentes routes et de la ville de Louvain-la-Neuve. Il s'étend sur 198 hectares dans lesquels la population de chevreuils a été estimée entre 30 et 45 individus par d'anciens mémoires (Chevalier 2005; Grémaux 2006).

Ce mémoire est divisé en deux parties. La première vise une estimation de la taille et de la composition de la population de chevreuils dans le Bois de Lauzelle ainsi que l'identification des potentielles zones de dispersion des individus au moyen de la pose de pièges caméras. La

deuxième est une analyse génétique pour déterminer s'il y a de la consanguinité au sein de la population. Une faible diversité génétique se traduit par une forte homozygotie. Ces deux parties vont permettre de confirmer ou de réfuter l'hypothèse selon laquelle le bois est isolé et la dispersion des chevreuils limitée par les routes qui l'entourent.

Des solutions sont possibles pour lutter contre les impacts négatifs des activités humaines sur la biodiversité. Ce travail s'inscrit dans un cadre de gestion et de conservation de la nature. En effet, démontrer qu'il y a un problème tel que la consanguinité, donne des arguments au pouvoir politique pour aménager le territoire structures d'adaptation. Un exemple de solution serait de construire un pont écologique rétablissant la connectivité entre deux fragments forestiers.

2. État de l'art

2.1 Définition de l'écologie paysagère, ses concepts et composantes

Habitat

Pour pouvoir étudier la fragmentation de l'habitat, de nombreux concepts sous-jacents doivent être compris, à commencer par la définition du terme *habitat*. Il est en effet souvent mal utilisé étant donné ses limites floues. Tout d'abord, *l'habitat* est spécifique selon l'espèce considérée (Franklin *et al.* 2002). Il est alors parfois composé d'un seul type de végétation mais le plus souvent, d'une combinaison de différents types. En effet, une espèce nécessite différentes ressources à sa survie pour différentes utilisations comme la reproduction ou la recherche de nourriture (Law et Dickman 1998). Les limites de l'habitat dépendent de l'espèce prise comme référence. Fischer et Lindenmayer (2007) définissent l'habitat comme l'éventail d'environnements qui conviennent à une espèce particulière.

Paysage

Ensuite, il faut comprendre ce qui est considéré comme un paysage en écologie et ses composantes. Forman et Godron (1986) le définissent comme une « zone terrestre hétérogène composée d'un ensemble d'écosystèmes en interaction qui se répète sous une forme similaire à travers tout le territoire ». Turner et Gardner (2015), eux, définissent le paysage comme étant « une zone spatialement hétérogène pour au moins un facteur d'intérêt ». Ces deux définitions soulignent la présence de parcelles ainsi qu'une interaction entre les systèmes.

La variation structurelle d'un paysage est formée par quatre effets qui agissent ensemble de façon additive et/ou interactive à l'intérieur de ses limites : les processus biotiques, l'environnement abiotique, les perturbations naturelles (incendies, sécheresses, ...) et les activités humaines (agriculture, déforestation, ...). Chaque ensemble d'écosystèmes présente un régime de perturbations caractéristique qui est assez constant dans tout le paysage. Par exemple, en raison de la géomorphologie de la région, le complexe de reliefs et de matières premières présentes est relativement constant sur un paysage (Forman et Godron 1981).

Écotones

Entre différents peuplements végétaux, il y a des zones de transition appelées écotones, tels que la lisière d'une forêt. Il s'agit d'une zone de végétation transitoire entre deux différentes communautés végétales qui varie d'une transition abrupte à graduelle et large (Delcourt et Delcourt 1992). Certaines espèces dépendent de ces écotones.

Les parcelles au sein de la matrice

Au sein d'un paysage, il y a des parcelles qui sont composées de communautés ou d'assemblages d'espèces spécifiques. Une *parcelle* est un élément non-linéaire, une surface, qui diffère des éléments de la matrice environnante (Turner et Gardner 2015) (Figure 3). Enfin, Fischer et Lindenmayer (2007) définissent la *matrice* comme le type dominant dans un paysage. Sa structure et/ou sa composition de communauté étant la plus répandue, elle affecte largement la physionomie du paysage. La matrice est dynamique en fonction du temps et l'espace.

L'origine des parcelles est dynamique, elles se forment avec une variété d'échelles spatiales et temporelles. Cinq principaux mécanismes décrits par Forman et Godron (1981) en causent la formation, produisant cinq types de parcelles différentes dans leur dynamique et leur stabilité.

(1) Une zone de perturbation ponctuelle. Elle résulte d'une perturbation sur une petite surface de la matrice. S'en suit alors des processus de successions écologiques jusqu'à ce que la parcelle perturbée redevienne identique à la matrice. Si la perturbation est d'une forte intensité ou si la matrice subit des changements rapides, la succession peut donner lieu à une parcelle semi-stable différente de la matrice.

(2) Une parcelle résiduelle. Elle est causée par une large perturbation entourant une petite zone. Un vestige de la communauté précédente est obtenu au sein d'une matrice qui a été perturbée. Par exemple un petit bois au milieu d'un champ.

(3) Une zone de ressources environnementales. Elle représente la distribution hétérogène normale des ressources dans l'environnement, c'est-à-dire indépendante d'une quelconque perturbation.

(4) Une parcelle introduite. Elle est formée par l'introduction d'un groupe d'individus par les humains. Par exemple, la plantation de pins sylvestre (*Pinus sylvestris*).

(5) Une zone éphémère. C'est un rassemblement transitoire d'espèces causé par des fluctuations normales et de courte durée des niveaux de ressources, c'est-à-dire des niveaux de changements environnementaux biotiques ou abiotiques suffisamment fréquents et de faible intensité pour que les espèces s'y soient adaptées. Par exemple, une floraison localisée de plantes annuelles dans le désert.

Il existe bien sûr des chevauchements entre les cinq origines de base des parcelles. De ces mécanismes résulte un paysage contenant une hiérarchie de mosaïques de parcelles à différentes échelles. En effet, selon la perspective d'une espèce, un faucon pourrait percevoir le paysage divisé en quatre blocs, alors qu'une fourmi percevrait le même espace comme une multitude de parcelles. Dès lors, dans un projet de conservation, les patchs doivent être définis selon un certain phénomène et se référencer à une certaine échelle/espèce.

Application de la théorie de la biogéographie insulaire

L'origine des parcelles influence leur dynamique et leur peuplement mais ce n'est pas le seul critère. Leur taille, forme, nombre et configuration exercent une influence sur la faune et la flore. Forman et Godron (1981) développent chaque caractéristique. La taille affecte la productivité, la quantité de ressources et la dynamique des espèces. Cela s'explique par la théorie de la biogéographie insulaire de MacArthur et Wilson (1967) qui met en relation la surface et les espèces. Initialement créée pour étudier la diversité des îles, elle est maintenant appliquée aux fragments d'habitat. La richesse spécifique, S , représente le nombre d'espèces. Elle est directement liée à trois facteurs : la superficie de l'île, son isolement et son âge. La théorie dit qu'un équilibre de la richesse spécifique d'une île est atteint à l'intersection entre le taux d'immigration et le taux d'extinction d'espèces. Plus une île/parcelle est petite et/ou isolée, plus petit sera le nombre d'espèces à l'équilibre (Figure 1). Ce phénomène s'explique à la fois par la diversité d'habitats qui est souvent plus grande pour une plus large superficie et par l'augmentation de la capacité de charge. Deux autres facteurs déterminants de la diversité au sein des îles sont l'historique et le régime actuel de perturbations (Pickett et Thompson 1978).

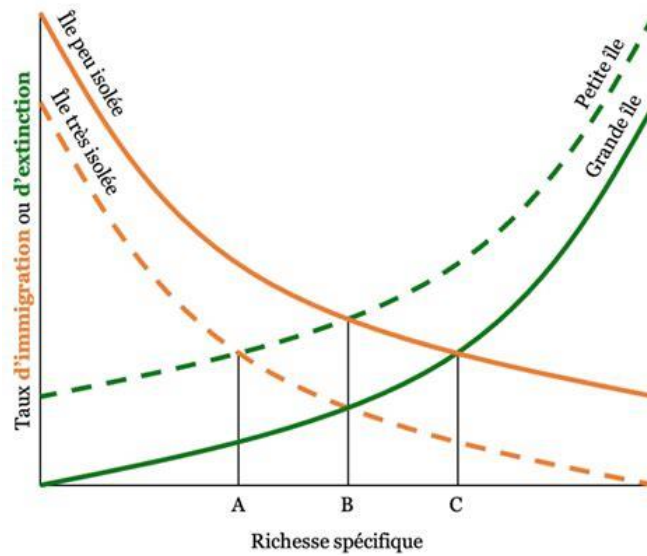


Figure 1: Théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Prédiction de la richesse spécifique d'une île en fonction de son taux d'immigration ou d'extinction ainsi que de sa taille et de son isolation (Perrin 2021).

Cependant, dans cette théorie, les îles sont entourées d'un océan considéré comme inhospitalier. Or, la matrice qui entoure les patchs peut être plus facilement franchissable. Les effets de la matrice peuvent obscurcir les modèles spatiaux qui sont conformes aux attentes générales de la théorie de la biogéographie insulaire, il faut donc prendre en compte l'hétérogénéité de la matrice (Bender et Fahrig 2005; Revilla *et al.* 2004). De plus, certaines espèces peuvent vivre à la fois dans la matrice et dans les parcelles.

Effet de bord

Ensuite, la taille et la forme influencent la composition des patchs par ce qu'on appelle l'effet de bord (Deziderio Santana *et al.* 2021). Les conditions environnementales des zones en bordure de la parcelle varient de celles au sein de la parcelle. La lisière a alors son propre microclimat et sa dynamique écopaysagère. En effet, il peut y avoir un vent plus puissant, une humidité différente, une plus forte exposition à la lumière, des perturbations extérieures, la présence de prédateurs, ... (Wales 1972). Il y a donc une différence dans la composition et l'abondance d'espèces entre le bord et le centre. Le ratio corps/bord diffère en fonction de la taille et de la forme de la parcelle (Figure 2) (Deziderio Santana *et al.* 2021 ; Soga *et al.* 2013). Chaque effet de bord possède une échelle et un degré de pénétration différents qui sont mesurables (Lovejoy *et al.* 1986).

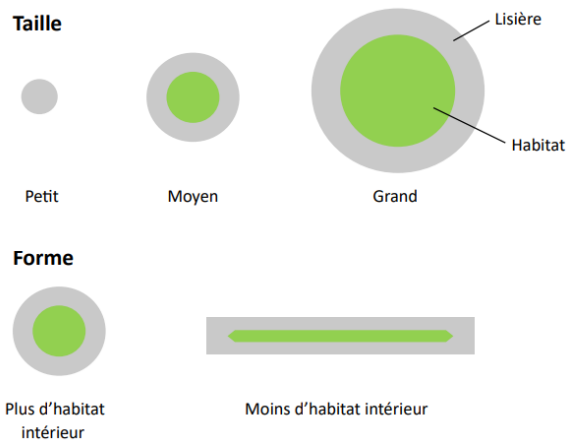


Figure 2: Schéma démontrant que le ratio habitat/lisière diffère en fonction de la taille et de la forme de la parcelle. Création personnelle de l'auteure.

Configuration spatiale et connectivité

Enfin, le nombre et la configuration spatiale des parcelles jouent également un rôle important et sont essentiels dans l'étude d'un paysage. Les patchs peuvent être distribués de façon aléatoire, régulière ou regroupée. Ils peuvent aussi être en interaction les uns avec les autres négativement ou positivement et ce potentiel d'interaction peut être estimé par la distance qui les sépare (Forman et Godron 1981).

Trois éléments constituent la base d'un paysage (Figure 3). La matrice et la parcelle ont déjà été définis. Le troisième est le *corridor écologique*. Il s'agit d'une structure linéaire, une bande relativement étroite d'un type particulier qui diffère de la matrice qui l'entoure des deux côtés (Turner et Gardner 2015). En principe, il relie deux ou plusieurs parcelles et permet donc l'interaction entre celles-ci. Il en existe quatre types décrits par Forman et Godron (1981):

- (1) **Corridors de ligne.** Ils sont étroits et contiennent des espèces caractéristiques des zones en bordure, par exemple un chemin ou une haie.
- (2) **Corridors en bande.** Ils sont plus larges et renferment un milieu intérieur où les espèces peuvent vivre ainsi qu'un milieu extérieur qui subit les effets de bord.
- (3) **Corridors fluviaux.** Ils bordent les cours d'eau et varient en largeur en fonction de la taille de ce dernier.
- (4) **Réseaux.** Ils sont formés de couloirs qui se croisent ou s'anastomosent.

Il existe des chevauchements entre ces quatre types de base. Il existe également des tremplins, des petits morceaux d'habitats qui, en passant de l'un à l'autre, vont permettre aux individus de traverser la matrice (Chardon *et al.* 2003) (Figure 3).

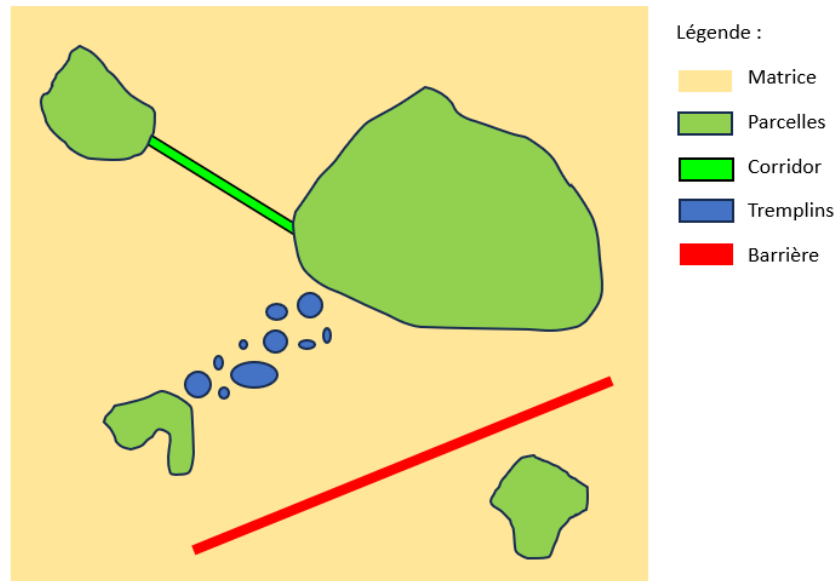


Figure 3: Représentation schématique d'un paysage et de ses composantes. Inspiré de (Chardon *et al.* 2003).

Grâce aux corridors écologiques, il y a une connectivité entre les parcelles permettant le déplacement des individus. C'est important pour permettre à une espèce de rechercher de la nourriture efficacement, éviter un prédateur, nidifier, Les couloirs minimisent l'effet de barrière ou d'isolement qui peuvent exister dans un paysage (Wilson *et al.* 2016). La connectivité est non seulement indispensable pour les besoins d'un individu mais elle est aussi essentielle à la dynamique d'une population. Elle peut être définie selon deux points de vue différents.

(1) La connectivité structurelle est perçue comme la continuité spatiale d'un habitat ou d'un type de couverture dans un paysage (Turner et Gardner 2015), prenant en compte les caractéristiques physiques du paysage et non les caractéristiques des organismes d'intérêt potentiel (Tischendorf et Fahrig 2000). Elle peut être mesurée de différentes manières, le plus souvent par la distance entre les zones d'habitat, ou par le nombre de corridors écologiques et/ou les tremplins entre les habitats. Cependant, cette vision de la connectivité est basée sur la perception humaine d'un paysage et n'est donc pas toujours

une mesure adéquate/exacte de la façon dont les populations et les communautés écologiques utilisent leur environnement physique (Fischer et Lindenmayer 2007).

(2) La *connectivité fonctionnelle* est un concept permettant de dépasser ce problème. Il s'agit de la réponse des organismes aux différents éléments du paysage (Tischendorf et Fahrig 2000). Elle dépend donc fortement, à la fois du paysage, mais surtout des organismes étudiés. C'est la connectivité fonctionnelle qui permet de déterminer les effets écologiques de la destruction et de la fragmentation de l'habitat.

Dynamique des populations

Les populations suivent certaines dynamiques qui nécessitent une connectivité. La théorie de la métapopulation permet de comprendre cette dynamique entre plusieurs parcelles. L'idée vient de Levins (1969), qui décrit une métapopulation comme l'ensemble des populations locales instables habitant des parcelles distinctes. Celle-ci est alors en équilibre entre des extinctions locales et l'établissement de nouvelles populations dans des sites inoccupés. Hanski (1991) développe ensuite davantage ce concept pour ne plus le limiter aux systèmes de renouvellement des populations, d'extinctions et colonisations. Il y ajoute également l'hypothèse d'une structure de réseau avec des variations spatiales dans les parcelles et des degrés d'isolement. Rhodes *et al.* (1996) définissent alors une métapopulation comme un ensemble de populations locales qui interagissent par le biais de la dispersion d'individus. Les populations locales d'une métapopulation n'interagissent cependant pas nécessairement directement avec toutes les autres populations locales. L'étude des métapopulations s'intéresse donc à la répartition des populations dans l'espace, leur dynamique, leur stabilité, la coexistence des espèces et le maintien de la diversité. Des études soulignent que la mosaïque d'habitat modifie considérablement la dynamique des populations et les résultats des interactions entre les espèces (Gonzalez *et al.* 1998 ; Revilla *et al.* 2004).

Approches de l'écologie spatiale

Les notions vues permettent de comprendre les trois approches de l'écologie spatiale qui existent (Hanski 1998) (Figure 4). Les écologistes théoriques supposent généralement un espace continu, homogène. Les écologistes du paysage, quant à eux, ont tendance à analyser la structure de paysages réels et complexes, en mettant moins l'accent sur la modélisation de la

dynamique des populations. Enfin, l'écologie des métapopulations suppose que l'habitat convenable pour l'espèce focale se présente sous la forme d'un réseau de parcelles d'habitat idéalisées, qui se trouvent au milieu d'un habitat uniformément inadéquat et dont la superficie, le degré d'isolement et la qualité varient. Cette dernière approche est souvent jugée trop simpliste. En réalité, il peut y avoir certaines ressources dans certaines parties du paysage matriciel et pas dans d'autres. C'est pourquoi l'étude de l'écologie du paysage est souvent privilégiée pour les projets de conservation.

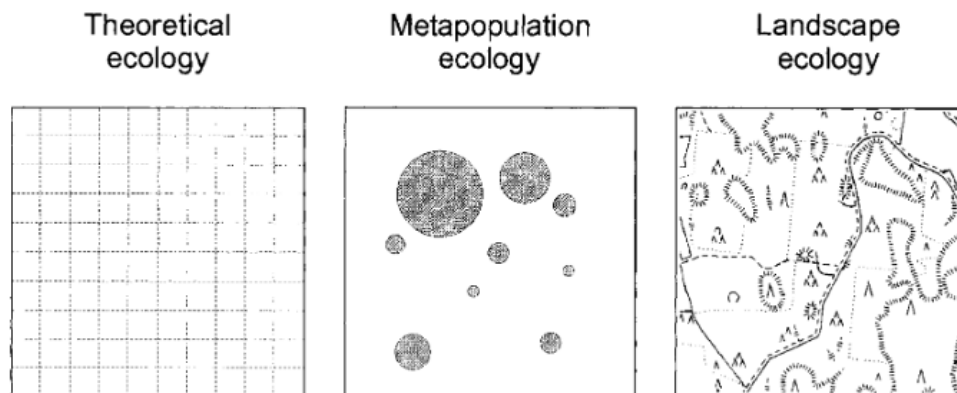


Figure 4: Les trois approches de l'écologie spatiale (Hanski 1998).

2.2 La fragmentation de l'habitat (mécanismes et effets)

Définition et mesurabilité

Après avoir défini l'habitat et exploré les différentes dynamiques qui y sont à l'œuvre, ce chapitre explore les conséquences de sa fragmentation. La *fragmentation de l'habitat* transforme un large bloc en plusieurs blocs de taille réduite répartis à une certaine distance les uns des autres. Turner et Gardner (2015) définissent la fragmentation comme la division d'un habitat ou d'un type de couverture en parcelles plus petites et déconnectées. Elle est souvent associée à la perte d'habitat, mais elle n'est pas équivalente à celle-ci. Pour l'étudier, il faut, comme pour le cas de l'habitat, se baser sur une espèce d'intérêt car tous les taxons ne répondent pas de la même façon à la configuration du paysage (Dormann et al. 2007). Par exemple, une route traversant une large forêt, et la divisant en deux gros blocs peut ne pas affecter l'occupation, la reproduction et la survie d'une espèce à large spectre comme le rapace, mais affecter une espèce avec une distribution spatiale plus étroite comme la salamandre. La fragmentation et la perte d'habitat

peuvent entraîner des effets synergiques. Comme rappelé dans l'introduction, la perte d'habitat est une des cinq principales causes de la crise de la biodiversité. Pour prouver que la fragmentation a également un effet négatif propre à elle-même, de nombreuses études ont établi des protocoles visant à mesurer ses effets et permettant par la suite d'adapter les programmes de conservation de la nature.

La fragmentation peut être mesurée selon deux principales conceptualisations expliquées par Fahrig (2003). D'après Wilcove *et al.* (1986), la fragmentation est un processus durant lequel « une grande étendue d'habitat est transformée en un certain nombre de parcelles plus petites pour une superficie totale moindre, isolées les unes des autres par une matrice d'habitats différents de l'original ». Selon cette définition, un paysage peut être qualitativement catégorisé comme continu ou fragmenté. Dans ce cas, pour étudier l'effet de la fragmentation sur la biodiversité, certains critères de biodiversité d'un site de référence continu sont comparés avec les mêmes critères que le site fragmenté étudié. Cependant, cette approche comporte deux faiblesses. Premièrement, en ne comparant que deux sites, les conclusions sur les effets de la fragmentation sont peu fiables. Les effets observés pourraient être dus à d'autres différences entre les paysages. De plus, cette catégorisation est uniquement qualitative, car chaque paysage ne peut être qualifié que selon deux états, continu ou fragmenté. Cela exclut tous les autres états intermédiaires et ne permet pas d'étudier la relation entre le degré de fragmentation et l'amplitude de réponse de la biodiversité.

Pour mesurer le degré de fragmentation, il est préférable de la conceptualiser comme une configuration, un design et utiliser une approche quantitative. Selon la définition de Wilcove *et al.* (1986), la fragmentation implique quatre effets (Fahrig 2003) : (a) une réduction de la superficie de l'habitat, (b) une augmentation du nombre de parcelles, (c) une diminution de la taille des parcelles et (d) une augmentation de l'isolation des parcelles. Ces quatre effets forment la base des mesures quantitatives. Cependant, la fragmentation est mesurée de nombreuses façons différentes, certaines études utilisant seulement un effet, d'autres deux ou trois. Ces effets impactent différemment la biodiversité mais peuvent être regroupés en deux grandes catégories : la perte d'habitat (a) et le changement dans la configuration de l'habitat (b, c & d) (Van Den Berg *et al.* 2001). Sans la prise en compte du changement de configuration, la fragmentation ne serait

pas différente de la simple perte d'habitat. Pour mesurer au mieux la fragmentation, il faut l'étudier à l'échelle du paysage entier et non à celle des parcelles (McGarigal et Cushman 2002). Malheureusement, McGarigal et Cushman (2002) estiment que plus de 57% des études sur les effets de la fragmentation travaillent à l'échelle des parcelles.

Pour mesurer les effets, différentes techniques existent. Par exemple, beaucoup d'études mesurent l'isolement des parcelles par la distance qui les séparent. Mais la réalité est plus complexe. Une étude de Ricketts (2001) a notamment démontré que la nature de la matrice environnante peut influencer de manière importante l'isolement des parcelles d'habitat. De même, l'étude de Donovan *et al.* (1995) montre que les effets de la taille de la parcelle dépendent de la matrice environnante. En effet, s'ils observent que les taux de reproduction d'oiseaux migrateurs néotropicaux sont plus faibles dans les petites parcelles que dans les grandes, ce n'est pas forcément dû à leur taille. Dans le cas où les petites parcelles se trouvent dans des zones peu boisées, le taux de reproduction réduit est également lié à de plus grandes populations de prédateurs de nids et de parasites de couvées, davantage présents où l'habitat est plus ouvert. Öckinger *et al.* (2012) arrivent à la même conclusion en étudiant les papillons de prairies. Ils prouvent que la réponse de la richesse en espèces à la superficie des parcelles et à la connectivité est modifiée par la matrice. Ils émettent plusieurs hypothèses sur les potentiels mécanismes expliquant un effet plus faible de la fragmentation des prairies lorsque les paysages sont dominés par des forêts. Soit parce que la matrice forestière étant plus hétérogène, elle contiendrait plus de ressources. Soit parce que dans une matrice dominée par des terres cultivables, les effets de bordure négatifs sont plus importants. Ou encore que la matrice arable constitue une barrière plus forte à la dispersion entre les populations.

La fragmentation sépare donc l'habitat en fragments, et ceux-ci peuvent être classés de la même manière que les parcelles d'un paysage, comme vu plus haut (Forman et Godron 1981). À la seule différence que lorsque l'on parle de fragments, sa connectivité est spécifiée. S'il y a une barrière à la dispersion des individus (Figure 3), telle qu'une route ou une ville, alors il est isolé. S'il existe des corridors écologiques faisant le lien avec d'autres fragments, alors il est connecté. Certains habitats sont naturellement fragmentés, mais l'anthropocène est marqué par une augmentation de la fragmentation due à des activités humaines et/ou à leurs effets secondaires. L'urbanisation,

l'agriculture, l'industrialisation, la construction d'infrastructures et la déforestation en sont quelques exemples (Pievani 2014). Les causes de la fragmentation sont généralement classées comme déterministes versus stochastiques (Fischer et Lindenmayer 2007). Les menaces déterministes entraînent de façon prévisible des déclin, tandis que les menaces stochastiques sont causées par des événements fortuits.

Effets sur la biodiversité

Une fois l'ampleur de la fragmentation déterminée, il faut en mesurer les effets sur la biodiversité. L'effet de la perte d'habitat est négatif et facile à observer, mais il est parfois plus difficile de percevoir les effets de la fragmentation en elle-même (Fahrig 2003). Comment mesurer la fragmentation de l'habitat indépendamment de sa perte ? Dans les paysages expérimentaux, elle peut être contrôlée via un design expérimental. Dans des paysages réels, il faut la contrôler statistiquement, soit par la variation résiduelle de la mesure de la fragmentation relative à la quantité d'habitat, soit par l'intégration des mesures avec des ACP (Analyse en Composantes Principales).

Il existe deux effets négatifs principaux de la fragmentation sur la biodiversité (Fahrig 2003). Premièrement, comme les parcelles diminuent en taille, elles peuvent devenir trop petites pour soutenir une population locale, voir un territoire individuel. Dès lors, les espèces incapables de traverser la matrice seront confinées dans des parcelles trop petites, entraînant une diminution de la taille de la population et de sa probabilité de persistance. La deuxième cause est l'effet de bord, parce que les paysages fragmentés contiennent plus de bordures pour la même quantité d'habitat.

A contrario, il y a au moins quatre effets positifs de la fragmentation de l'habitat sur la biodiversité (Fahrig 2003). Premièrement, Bowman *et al.* (2002) soutiennent que, pour de nombreuses espèces, le taux d'immigration est fonction de la dimension linéaire d'une parcelle d'habitat plutôt que de la superficie de la parcelle. Pour ces espèces, le taux d'immigration global devrait être plus élevé lorsque le paysage est composé d'un grand nombre de petites parcelles (plus de fragmentation) que lorsqu'il est composé d'un petit nombre de grandes parcelles. Dans les situations où l'immigration est un déterminant important de la densité de la population, cela pourrait entraîner un effet positif de la fragmentation sur la densité. Deuxièmement, l'expérience

de Huffaker (1958) suggère que la subdivision de l'habitat fournit des refuges temporaires pour les espèces proies, où elles peuvent se reproduire et se disperser ailleurs avant que le prédateur ou le parasite ne les trouve. Les premières études théoriques montrent également que la fragmentation de l'habitat améliore la stabilité de la compétition entre deux espèces (Levin 1974; Shmida et Ellner 1984; Slatkin 1974). Dans une étude empirique, Atkinson et Shorrocks (1981) observent d'ailleurs que la coexistence de deux espèces concurrentes pourrait être prolongée en divisant l'habitat en plus de petites parcelles. D'autres chercheurs démontrent que la subdivision de l'habitat pourrait même stabiliser la dynamique des populations d'une seule espèce lorsque les perturbations locales sont asynchrones, en réduisant la probabilité d'extinction simultanée de l'ensemble de la population (den Boer 1981; Reddingius et den Boer 1970).

Troisièmement, de nombreuses espèces ont besoin de plus d'un type d'habitat (Law et Dickman 1998). Par exemple, les insectes immatures et les amphibiens utilisent souvent des habitats différents de ceux qu'ils utilisent à l'âge adulte. Un cycle de vie réussi exige que les adultes s'éloignent de l'habitat où ils ont été élevés pour se rendre à leur habitat adulte, puis retournent à l'habitat immature pour pondre des œufs. La proximité des différents types d'habitat requis déterminera la facilité avec laquelle les individus peuvent se déplacer. Par exemple, Pope *et al.* (2000) montrent que la proximité de l'habitat d'alimentation avec les étangs de reproduction affecte l'abondance des populations de grenouilles léopards. Pedlar *et al.* (1997) constatent que l'abondance de rats laveurs était la plus élevée dans les paysages comportant une quantité intermédiaire de forêts. Ils ont suggéré que ce niveau de forêt maximisait l'accessibilité des rats laveurs aux zones d'alimentation (champs de céréales) et aux sites de mise bas dans la forêt.

Enfin, il semble que les effets de bord puissent aussi être positifs. Certaines espèces sont spécifiques à l'habitat de lisière. Or, pour une quantité donnée d'habitat, les paysages plus fragmentés contiennent plus de lisière (Kremsater et Bunnell 1999). Ries et Sisk (2004) ont développé un modèle prédictif des effets de bords (Figure 5). Si la zone de bordure se trouve entre une zone d'habitat et de non-habitat, alors elle permettra la transition entre un effet négatif pour l'habitat et positif pour la partie non-habitable. Si la lisière se situe entre deux types d'habitats complémentaires (ressources divisées), son effet sera positif, en revanche si les habitats sont supplémentaires (ressources non-divisées), il n'y aura aucun effet. Enfin, si la lisière est entourée

de deux zones de non-habitat, les ressources y seront concentrées résultant en un effet positif (Figure 5).

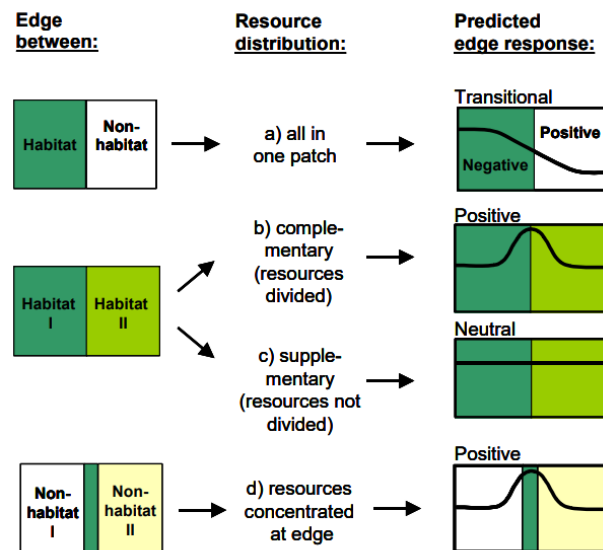


Figure 5: Modèle prédictif des effets de bords (Ries et Sisk 2004).

Sur base de l'analyse d'une centaine d'expériences, Fahrig (2003) conclut que la perte d'habitat a un effet beaucoup plus important que la fragmentation de l'habitat sur la biodiversité. Selon son étude, l'effet de la fragmentation a au moins autant de chances d'être positif que négatif.

Conservation des espèces

Au vu de ces différents effets positifs et négatifs de la fragmentation ainsi que des théories biogéographiques des îles et de la métapopulation, un débat de conservation persiste toujours. Plusieurs petites parcelles connectées supportent-elles plus ou moins d'espèces par rapport à quelques larges patches ? La plupart des comparaisons empiriques concluent que plusieurs petites valent mieux que quelques grandes (Fahrig 2020). Bien qu'il existe plusieurs causes potentielles, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour identifier celles qui sont en jeu. Entre-temps, les praticiens de la conservation doivent comprendre qu'il n'existe aucune preuve écologique à l'appui d'un principe général visant à préserver de grandes zones d'habitat contiguës plutôt que de multiples petites zones de même taille.

Les espèces les plus sensibles/vulnérables à la fragmentation sont les espèces naturellement rares, c'est-à-dire avec des faibles densités de population et/ou une distribution géographique

limitée, les espèces à faible fécondité, qui nécessitent une grande surface d'habitat pour assurer la viabilité à long-terme de la population, celles avec une faible capacité de dispersion, les espèces dépendantes d'une large zone centrale d'habitat, qui ne survivent pas dans les zones de lisière ou qui sont sensibles aux prédateurs plus abondants dans les zones de bordures des fragments, et enfin celles vulnérables aux exploitations humaines. À l'échelle de la population, les plus vulnérables sont les populations géographiquement isolées. Il existe trois types de réaction des populations, liées à leur capacité de dispersion et au degré de fragmentation de l'habitat (Fahrig 2003) :

- La population isolée dont la capacité de dispersion est inférieure aux distances qui séparent sa parcelle des autres et donc des autres populations locales.
- Les populations locales qui se trouvent dans des parcelles d'habitat fragmentées dans l'espace, mais avec beaucoup de dispersion entre les patchs. D'un point de vue fonctionnel, cela forme une seule métapopulation.
- La population locale au sein d'une métapopulation avec des échanges entre les patchs d'habitat spatialement fragmentés entraînant une dynamique d'extinction/colonisation.

Les impacts sur la biodiversité peuvent être divers et nombreux en fonction de l'effet de la fragmentation que l'on considère. Par exemple, l'isolation des patchs entraîne une diminution de la variabilité génétique mais cette dernière n'est pas impactée par la forme de la parcelle (Fahrig 2003). Les effets négatifs sur la biodiversité peuvent être classés selon les directs tels que la richesse spécifique, l'abondance et la distribution de la population ainsi que la diversité génétique. Également les indirects comme la longueur de chaîne trophique, les interactions spécifiques altérées, la réduction du nombre de spécialistes,

Pour donner quelques exemples concrets d'effets, l'étude de Brückmann *et al.* (2011) teste la théorie qui prévoit que la fragmentation de l'habitat, y compris la réduction de la superficie et de la connectivité des habitats appropriés, modifie les interactions multitrophiques. Ils concluent que l'espèce d'herbivore hautement spécialisée (papillon) est plus négativement affectée que sa plante hôte en raison de sa position trophique plus élevée. Cependant, l'espèce hôte du papillon est également plus touchée que les parasitoïdes de cet herbivore, probablement en raison de la

faible spécialisation de ces parasitoïdes qui se produisent également fréquemment chez d'autres hôtes. Par conséquent, les efforts de conservation devraient se concentrer d'abord sur les espèces les plus spécialisées des réseaux d'interaction et ensuite sur les niveaux trophiques supérieurs.

Il existe un seuil d'extinction estimable pour chaque espèce à partir duquel les conditions environnementales entraînent inévitablement l'extinction de la population. Fahrig (2003) démontre que l'apparition du seuil d'extinction est une réponse à la perte d'habitat, et non à la fragmentation en tant que telle.

Les effets de la fragmentation de l'habitat peuvent être décalés dans le temps, c'est ce qu'on appelle la dette d'extinction. Les espèces dont le cycle de vie est long peuvent réagir lentement. Certaines peuvent encore être présentes dans un système fragmenté bien qu'elles aient une croissance négative systématique. Cette dette s'observe à différents niveaux trophiques et n'est pas toujours bien prise en considération dans les effets de la fragmentation (Krauss *et al.* 2010). Or, tant qu'une espèce dont l'extinction est prévue persiste, il est encore temps de prendre des mesures de conservation telles que la restauration de l'habitat et la gestion du paysage (Kuussaari *et al.* 2009). Pour détecter ces dettes d'extinction, les caractéristiques du paysage passé sont utilisées pour expliquer la richesse spécifique actuelle (Krauss *et al.* 2010).

Conséquences évolutives

Nombreux sont les exemples des conséquences de la fragmentation sur les espèces et notamment sur l'évolution. Par exemple, Heinen-Kay *et al.* (2014) démontrent que les modifications de l'environnement par l'Homme peuvent entraîner une divergence rapide et prévisible des organes génitaux des mâles, pouvant mener à un isolement reproductif. D'autre part, les individus ne se dispersent pas uniquement pour des avantages directs tels que la quête d'un nouveau territoire, la reproduction ou la recherche de nourriture mais aussi pour certaines vertus que l'individu ne perçoit pas, qui sont indirectes, tels que le brassage génétique.

Selon la théorie de Darwin (1936), l'évolution des espèces a pour mécanisme principal la sélection naturelle. Son principe est qu'au sein d'une population, les individus mieux adaptés à l'environnement local survivront mieux et participeront davantage à la reproduction. Pour que cela se traduise en une évolution de la population, il faut que le caractère d'adaptation ait une

base génétique héréditaire. En somme, l'environnement exerce une pression de sélection au sein de la population en faveur des patrimoines génétiques les mieux adaptés. L'évolution est nécessaire à la survie des espèces sur le long terme, surtout dans l'époque actuelle où l'environnement change rapidement dû à la présence humaine et au réchauffement climatique. Pour que celle-ci soit possible et efficace, il faut une large variabilité génétique au sein de la population. Plusieurs facteurs permettent cette diversité : les mutations, la dérive génétique, la sélection naturelle, les recombinaisons et le flux de gènes. Ce dernier a lieu lorsque deux individus de populations différentes mais d'une même espèce se reproduisent, événement rendu possible par la dispersion des individus.

La fragmentation de l'habitat diminue ce flux de gènes en mettant des barrières à la dispersion des individus. Il est généralement constaté que la réduction de la taille et l'isolement accru des parcelles d'habitat entraînaient une diminution de la taille effective des populations et une réduction de la dispersion entre les parcelles (Gaggiotti et Hanski 2004). Or, la diminution de la dispersion entre les parcelles et l'augmentation des goulots d'étranglement au sein des populations en raison de la fragmentation peuvent entraîner une augmentation des niveaux de consanguinité et une perte de la variation génétique au sein des parcelles d'habitat. La dispersion individuelle, l'un des principaux processus ayant un impact sur la taille des populations (Johannesen *et al.* 2003), la persistance (Schtickzelle *et al.* 2006) ou les interactions entre espèces (Hunt et Bonsall 2009), est affectée par la fragmentation de l'habitat (Fahrig 2007). Cependant, la détermination des effets de la fragmentation de l'habitat sur la dispersion individuelle est souvent entravée par la difficulté d'observer directement la dispersion d'une parcelle à l'autre ou par les décalages temporels dans les réponses écologiques. Par conséquent, de nombreuses études utilisent désormais des mesures indirectes telles que la différenciation génétique des populations pour estimer la dispersion et déduire la persistance des populations en réponse à différents niveaux de fragmentation de l'habitat (Hoehn *et al.* 2007 ; Keller *et al.* 2004). L'expérience de Lange *et al.* (2010) montre d'ailleurs que même chez deux espèces de grillons répandues dans les paysages agricoles modernes, il existe des seuils de fragmentation à partir desquels le flux génétique entre les parcelles d'habitat appropriées devient restreint.

Le cas des routes

La fragmentation de l'habitat due aux routes est un cas anthropique intéressant à développer. En effet, ce type de fragmentation est en constante expansion, et ses effets sont très marqués. Morelle *et al.* (2013) enregistrent 3965 accidents de collisions impliquant des animaux sauvages en Wallonie, entre 2003 et 2011, avec une augmentation annuelle de 21% pendant la période d'étude. Les routes impactent les populations par la perte d'habitat, la mortalité, l'effet de barrière à la dispersion, les effets de bords, leur nuisance sonore et lumineuse ainsi que les effets de pollution liés au trafic (Forman et Alexander 1998; Seiler 2000). Il en résulte une diminution de la taille des populations et une augmentation de leur risque d'extinction. La route étant une barrière à la dispersion, elle peut aussi engendrer une réduction du flux de gènes et une perte de diversité génétique (Keller et Largiadèr 2003). Il a été démontré que l'étendue des effets de bords sur la structure végétative est étroitement corrélée à l'importance du trafic routier (Angold 1997). De nombreuses études se sont penchées sur les effets de la pollution lumineuse et sonore sur les communautés et les individus à différents niveaux comme leur succès reproducteur, leur recherche de nourriture, leur physiologie du stress, leur distribution, ... (Crino *et al.* 2013 ; Davies *et al.* 2012 ; Halfwerk *et al.* 2011 ; McClure *et al.* 2013 ; Senzaki *et al.* 2020 ; Siemers et Schaub 2010). Les réseaux routiers causent également de nombreux effets locaux sur l'hydromorphologie des cours d'eau, l'érosion des sols ainsi que des effets chimiques. Ces modifications ont des effets sur les populations végétales et animales (Forman et Alexander 1998).

Des mesures d'atténuation de ces impacts peuvent être prises comme la construction de passage pour la faune permettant de diminuer la mortalité et d'augmenter la connectivité (Selva *et al.* 2011). Il existe plusieurs types de construction d'écoducs comme des ponts ou des tunnels et dont l'efficacité peut être testée (Lesbarrères et Fahrig 2012; Rytwinski *et al.* 2016). Des projets ont été réalisés et ont pu montrer leur efficacité dans l'augmentation de la connectivité et l'expansion de la population (Jarvis *et al.* 2019).

2.3 Conclusion de l'état de l'art

Pour résumer, un paysage est composé de parcelles d'un certain type de végétation, entourées d'une matrice d'un autre type. Ces parcelles ont des origines, des dynamiques, des tailles et des degrés d'isolation différents. Elles forment une certaine configuration spatiale au sein de la matrice. Elles peuvent être connectées l'une à l'autre par des corridors écologiques. Le paysage est alors hétérogène avec des communautés de population qui varient avec ses composantes.

L'anthropocène est marqué par une expansion de la fragmentation de l'habitat résultant en de nombreuses parcelles plus petites qui ont perdus leur connectivité avec les autres. Plus les fragments sont petits et isolés, plus leurs populations diminuent de taille et ont un risque accru d'extinction. En effet, une parcelle trop petite peut ne plus être capable de subvenir aux besoins des populations. De plus, la fragmentation impose une barrière de dispersion pour les individus, bloquant alors le flux de gènes. Ce blocage met en danger la résilience des populations en diminuant leur diversité génétique. Dès lors, comprendre et identifier les effets de la fragmentation est essentiel pour développer des projets de conservation de la nature efficaces. Par exemple, en rétablissant la connectivité entre les fragments au moyen de ponts écologiques.

3. Biologie du chevreuil

3.1 Introduction

Le chevreuil européen (*Capreolus capreolus*, Linné 1758), est un mammifère du groupe des ongulés, de l'ordre des artiodactyles, du sous-ordre des ruminants et de la famille des cervidés (Carruette *et al.* 2004).

Selon l'âge et le sexe du chevreuil, il est nommé différemment (Figure 6).

0-3 mois : faon
4-12 mois : chevrillard
2^{ème} année mâle : daguet
Femelle adulte : chevrette
Mâle adulte : brocard

Figure 6: Appellation spécifique du chevreuil selon son âge et son sexe (Carruette *et al.* 2004).

La plupart des informations ci-dessous sont issues de Carruette *et al.* (2004) ; Déom (1991).

3.2 Description

Petit représentant des cervidés avec un garrot à 65-70cm, le chevreuil adulte pèse environ 20 à 25kg. Son pelage est brun-roux en été et gris-brun foncé en hiver. Les mues biannuelles se font en avril-mai et septembre-octobre (Figure 7).

Seul le brocard porte des bois sur son crâne. Ils sont de nature osseuse et se forment annuellement selon un cycle (Figure 7). La pousse des bois commence en décembre (alors appelés refaits). En février, les bois atteignent leur hauteur et forme définitive, ils sont toujours recouverts d'une peau très vascularisée qui nourrit les bois en formation, le velours. En mars, le brocard se frotte contre des arbrisseaux pour enlever ce velours, il fraye ses bois. Il les utilise ensuite pour mener des combats contre ses adversaires mâles durant la période de rut (Figure 7). Les bois tombent en automne, et la paire suivante commence directement à pousser.

Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	
gris-brun foncé			Mue de printemps			Pelage d'été brun-roux			Mue d'automne		Pelage d'hiver	
Refaits		Chute du velours			Bois frayés				Chute des bois			
Gestation	Gestation effective			Mise bas			Rut	Diapause embryonnaire			Implan-	
Comportement territorial des mâles												
		Dispersion des mâles d'1 an		Dispersion des femelles d'1 an								

Figure 7: Les différents cycles du chevreuil (cycles ; sexuel, des bois, du pelage et comportemental). Inspiré de Perleau (2008).

Outre la présence de bois, il existe un autre moyen de différencier les mâles des femelles. Les individus ont une tâche blanche sur leur fessier, appelé miroir. Chez les mâles, le miroir a une forme qui s'apparente à un rein/haricot. Quant aux chevrettes, elles ont une touffe de poils blancs supplémentaire située à la base de la vulve qui donne une forme de cœur/d'as de pique.

3.3 Reproduction

La maturité sexuelle des chevreuils est atteinte au bout d'un an, pour les deux sexes confondus. Le rut a lieu entre mi-juillet et mi-août. Les chevrettes sont capables de faire l'ovoimplantation différée. C'est-à-dire que l'œuf fécondé reste libre dans l'utérus et s'implante dans la paroi utérine vers fin décembre, début janvier. C'est l'étape de diapause. Cette stratégie permet au chevreuil de mettre bas dans la période d'avril-mai, durant laquelle il y a davantage de ressources alimentaires qu'en hiver (période où aurait lieu les naissances sans la diapause). La durée totale de la gravidité (diapause + gestation) est de 10 mois (Figure 7).

Une chevrette peut donner naissance un à trois faons par an. Les faons naissent avec un pelage particulier, roux tacheté de blanc, qu'ils conservent pendant leurs deux premiers mois. Cette coloration leur permet, une fois couché dans la végétation, d'être camouflé des prédateurs par homochromie. Une protection supplémentaire est leur quasi-absence d'odeur.

La longévité du chevreuil est de 7 à 8 ans pour le brocard et un peu plus pour la chevrette (Carruette *et al.* 2004).

3.4 Habitat

Le chevreuil recherche un milieu forestier plutôt feuillu et riche en couvert bas, entrecoupé de zones ouvertes pour la variété de plantes basses qu'offrent les lisières et clairières. Il s'agit d'une espèce avec une grande plasticité grâce à sa capacité d'adaptation. Face aux nombreux défrichements, il habite maintenant également les plaines, bocages, champs ou encore des zones humides. Cela fait de lui un animal ubiquiste, qui fréquente une multitude de milieux (Sutton *et al.* 1980).

Dès lors, il habite souvent les lisières telles qu'entre cultures et forêt, les bordures entre peuplements forestiers de structures différentes, les accotements de chemins, ... La plupart du temps, les individus en milieux forestiers se cantonnent dans les futaies, taillis, bois ou boqueteaux et font des excursions temporaires dans les pâtures et champs. Chez les chevreuils de plaine, des comportements différents sont observés. En effet, ils évitent de se réfugier dans les couverts boisés et préfèrent fuir vers le centre des plaines (Carruette *et al.* 2004).

Son domaine vital, c'est-à-dire l'espace occupé par l'animal qui suffit pour répondre à ses besoins, est très variable. Il dépend des saisons, la richesse du milieu, la structure du paysage et la densité de la population. Hewison *et al.* (1998) estime celui de la chevrette entre 40 et 130ha et un domaine moyen de 35ha pour les mâles.

3.5 Régime alimentaire

Son alimentation est dominée par les feuilles d'essences ligneuses ou semi-ligneuses telles que le frêne, érable, saule, noisetier, merisier, épicéa, douglas, mélèze, pin, ... ainsi que des végétaux de la famille des Éricacées comme la callune et myrtille. Les chevreuils adaptent en permanence leurs choix alimentaires en fonction de leurs besoins et des disponibilités. Ils sont connus pour être des collecteurs sélectifs (André *et al.* 1999 ; Schnock 2000).

3.6 Comportement social

Le noyau de base de l'organisation sociale est constitué de la cellule familiale, qui est composée d'une chevrette et de son/ses faon(s). La mère coupe les liens avec ses jeunes au mois d'avril/mai de l'année suivant leur naissance, pour laisser place à la prochaine portée. Les jeunes mâles sont souvent pourchassés par les autres brocards et contraints à émigrer. Les jeunes femelles sont éloignées par le comportement agressif de leur mère avant la mise à bas (Schnock 2000). Durant l'hiver, un comportement grégaire se met en place. De février à août, le mâle est territorial (Figure 7). Il délimite son territoire par frottis (en frottant ses bois contre les troncs) et grattis (en grattant le sol). Ce marquage est à la fois visuel et olfactif. En effet, le brocard a des glandes sécrétrices frontales à la base des bois et interdigitales entre les ongles.

3.7 Statut du chevreuil en région wallonne

Le chevreuil est largement distribué en Flandre et en Wallonie. C'est un animal assez commun, qui n'est donc pas protégé. La régulation de ses populations se fait principalement par la chasse. Elle est pratiquée dans de nombreuses forêts de Belgique mais est interdite dans le Bois de Lauzelle.

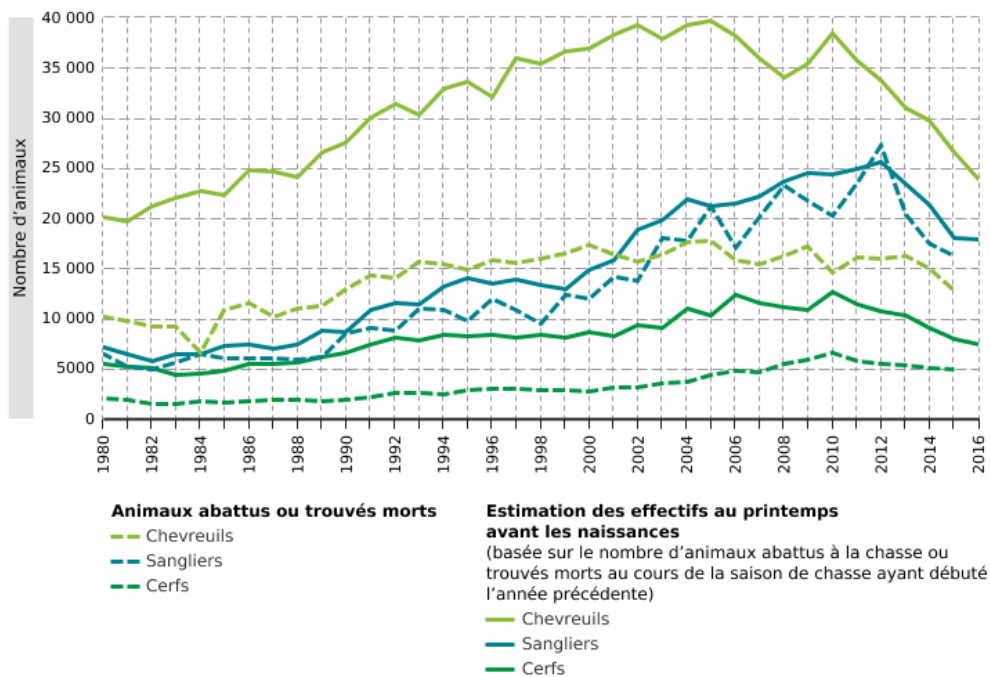
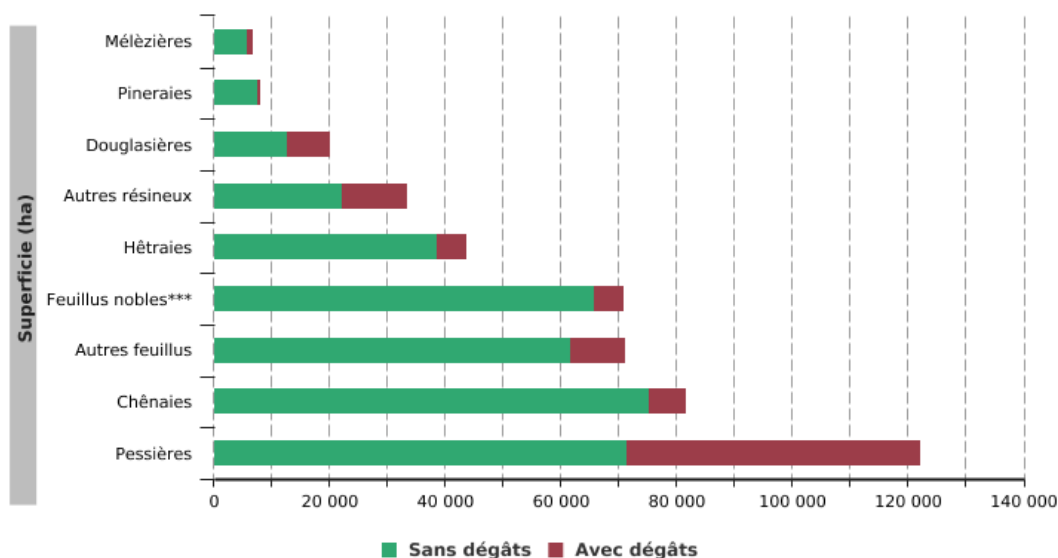


Figure 8: Estimation des populations d'ongulés sauvages en Wallonie (SPW ARNE - DNF 2018).

La Figure 8 montre que la population de chevreuil a doublé entre 1980 et 2005 mais depuis lors, une inversion de tendance est observée, avec une diminution des effectifs de 3%/an entre 2005 et 2016. Toutefois, ces valeurs sont à prendre avec précautions car il y a des données manquantes ou partielles pour certains lieux entre 2013 et 2016. Cependant, les mêmes tendances sont observées chez les sangliers et les cerfs.

Un grand nombre de chevreuils peut exercer une pression sur la régénération de la forêt. Un équilibre forêt-gibier est nécessaire à la gestion d'une forêt pour limiter les dégâts sur les arbres et permettre la régénération de cette dernière. Les impacts d'une charge élevée d'ongulés sur la diversité floristique peuvent être importants. Selon le graphique ci-dessous (Figure 9), le problème se poserait surtout pour les pessières (peuplements d'épicéas).



* Dégâts d'écorcement, d'abroutissement, de frottage et de broutis

** Échantillon global de 4 752 points en zone forestière productive. L'année 2011 constitue l'année centrale des 5 premières campagnes de mesures (2008 - 2015) du 2^e cycle de l'IPRFW (2008 - 2028).

*** Feuillus nobles : frêne, érable, orme, merisier, chêne rouge d'Amérique et mélange hêtre/chêne

Figure 9: Estimation des dégâts occasionnés par les ongulés sauvages aux peuplements forestiers en Wallonie (SPW ARNE – DNF, 2018).

3.8 Observations

En dehors des observations directes par la vue d'un chevreuil, sa présence peut être détectée par de nombreux indices. Étant donné qu'une partie de ce travail repose sur la pose de pièges caméras, il est utile de repérer le passage de chevreuils au sein d'un bois.

Couchette

Pour se reposer, le cervidé choisit sa place, gratte les feuilles mortes et la végétation herbacée pour former un espace libre sur le sol de la taille de son ventre (Figure 10). Ensuite, il s'y allonge, laissant après son passage un ovale de sol nu d'environ 60cm de long sur 50cm de large (Bang et Dahlström 1999; Déom 1991), appelée couchette ou reposée.

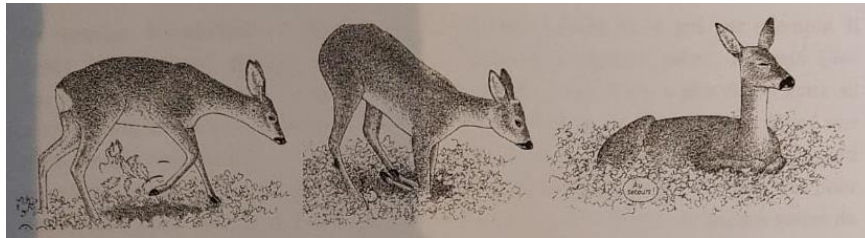


Figure 10: Étapes de la préparation de la reposée (Déom 1991).

Lors des deux périodes de mue, il est aisé de trouver des touffes de poils mais c'est également le cas tout au long de l'année autour des couchettes.

Empreintes

Les pattes des ongulés sont munies de sabots à leur extrémité, laissant une empreinte caractéristique dans le sol. Ils ont quatre doigts, deux sont centraux, quasiment symétriques, entourés d'une enveloppe cornée appelée sabot ou onglon. Le chevreuil prend appui majoritairement sur ces deux-là, les deux autres étant plus petits, sur le côté du membre et rudimentaires. L'empreinte mesure plus ou moins 4.5cm de long et 3cm de large, autant pour la chevrette que le brocard (Bang et Dahlström 1999).

Coulée

La majorité des mammifères utilisent régulièrement les mêmes passages au sein de leur domaine vital, formant ce qu'on appelle des coulées, facilement repérables (Bang et Dahlström 1999).

Moquette

On nomme moquettes les excréments laissés par le chevreuil. Elles sont globuleuses, noires à brunes, arrondies à une extrémité et pointue de l'autre, faisant de 10 à 14 mm de long et 7 à 10 mm de large. Elles sont enrobées d'une fine couche de mucus luisant qui s'assèche rapidement. Elles sont souvent déposées en tas. Mais elles peuvent aussi être déposées lors de la course ou la marche, se retrouvant alors dispersées le long de la trajectoire empruntée par l'animal.

Abrouissement

L'abrouissement se définit par la consommation de pousses, feuilles, bourgeons ou rameaux. Dépourvu d'incisives sur la mâchoire supérieure, le cervidé présente un bourrelet corné. De ce fait, quand un cervidé mange un bourgeon ou un rameau, celui-ci n'est pas nettement coupé mais plutôt arraché/cassé, laissant des cassures irrégulières caractéristiques (Déom 1991).

Rond de sorcière

Lors de la période de rut (mi-juillet, mi-août), il arrive que le mâle et la femelle s'attèlent à un jeu de séduction consistant à ce que le brocard poursuive la chevrette faisant mine de fuir. Ils peuvent ensuite tourner en rond autour d'un obstacle, laissant une zone piétinée sur le sol en forme circulaire ou elliptique, souvent autour d'un rocher, buisson, arbre ou autre obstacle. Cette trace est nommée rond de sorcière.

Régalis

Enfin, le frottis (brocard frottant ses bois sur les arbres), le grattis (brocard grattant le sol pour marquer son territoire) et l'association des deux, appelé le régalis (Figure 11), sont des indices indispensables.



Figure 11: Photo d'une trace de régalis (frottis + grattis) prise au Bois de Lauzelle le 24/05/2023.

4. Site de l'étude : Bois de Lauzelle

4.1 Description et situation géographique

La zone d'étude est le Bois de Lauzelle, propriété de l'Université Catholique de Louvain depuis 1988. Il s'agit d'une forêt de 198 hectares périurbaine, entourée des villes d'Ottignies-Louvain-la-Neuve et de Wavre, au sein de la province du Brabant Wallon. L'espace est encadré par le terrain de golf au nord et le campus universitaire au sud. Le bois est entouré de différentes nationales et autoroutes la N238 à l'ouest, la N4, N25 et E411 à l'est ainsi que la N250 au sud (Figure 12).

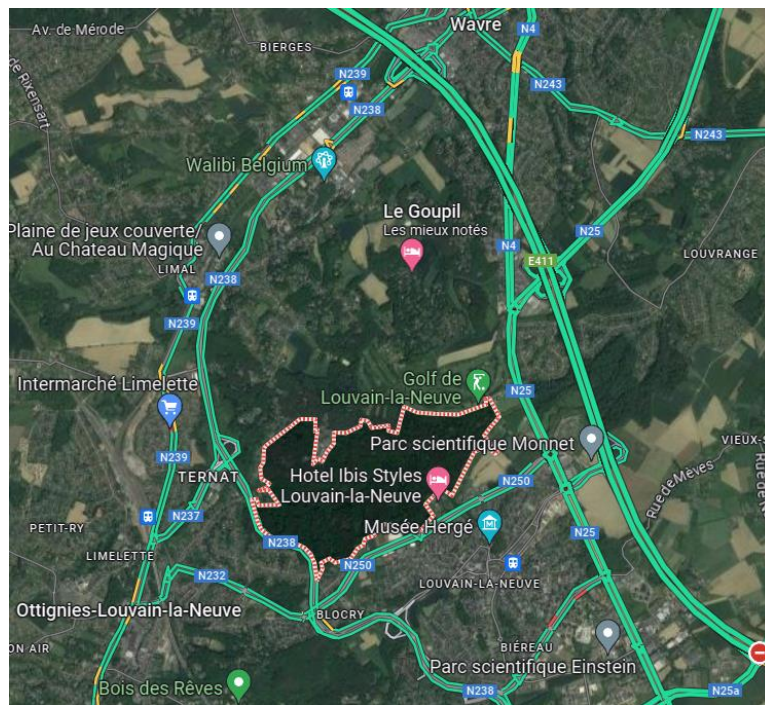


Figure 12: Image aérienne du Bois de Lauzelle (encadré par les pointillés rouges) et ses alentours (Google Maps, 2024).

Ce bois remplit de multiples fonctions, notamment sociales et d'enseignement. Ses nombreux chemins (Figure 13) sont quotidiennement foulés par des centaines de visiteurs, et il est un terrain d'expérimentations pour l'université. La pression anthropique y est donc élevée. Le Bois de Lauzelle subit une exploitation forestière consciente et respectueuse de l'environnement. En effet, ce site est intégré dans le réseau Natura 2000 et la chasse y est interdite. Il est conjointement géré par l'équipe forestière du *Earth and Life Institute*, la faculté d'ingénierie biologique, agronomique

et environnementale (ELI-*Environmental Sciences*) et par l'Administration du patrimoine immobilier et des infrastructures (ADPI/GPEX). Son garde forestier est Thibaut Thyron.

Le Blanc-Ry coule dans une vallée principale d'est en ouest et la surface du bois est vallonnée (Figure 13).

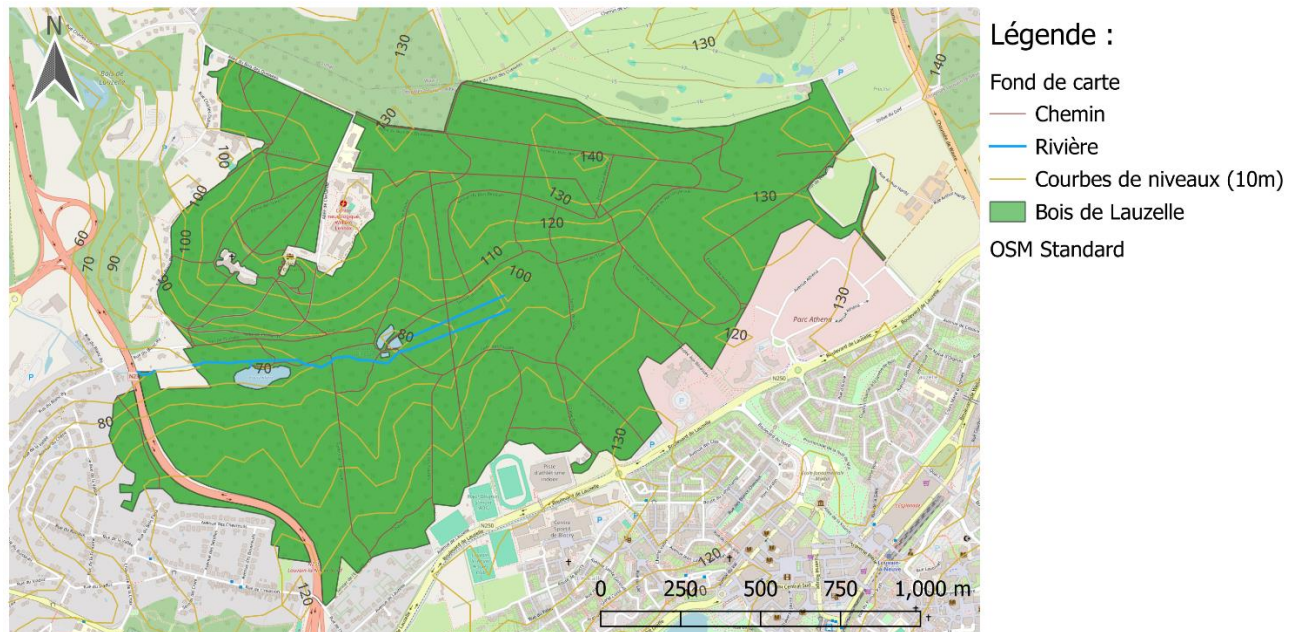


Figure 13: Carte du Bois de Lauzelle basée sur les données d'OpenStreet Map 2024 avec ses délimitations et ses chemins ainsi que le Blanc-Ry et les courbes de niveaux. Réalisé avec QGis.

4.2 Climat

Le climat est tempéré et, selon des données récoltées par l'Institut Royal Météorologique (IRM) entre 1991 et 2020 à Ottignies-Louvain-la-Neuve, la température moyenne à l'année est de 10.6°C avec une précipitation totale de 849.4mm.

Il existe différents microclimats au sein du Bois de Lauzelle notamment dû au relief et à l'humidité. Les versants sud sont plus chauds et secs, les fonds de vallées sont froids et humides et les versants nord sont froids à tendance secs à humides (André *et al.* 1999).

4.3 Géologie

À l'origine, le fond de vallée était une tourbière mais les exploitations de l'homme ont provoqué sa disparition. Cette zone reste tout de même très humide avec des sols saturés et des gleys. Les

plateaux et les versant ont des sols limoneux et limono-sableux alors que les fonds de vallées, constituées d'alluvions et colluvions, accumulent de l'argile ([WalOnMap](#)). Cette diversité topographique et pédologique entraîne une diversité des peuplements forestiers. Le bois présente des alternances d'essences de ligneux, résineux et feuillus. Ces variations sont avantageuses pour de nombreux animaux. Par exemple, les épicéas et douglas (*Pseudotsuga menziesii*) offrent un refuge pendant la saison froide pour les chevreuils alors que les clairières offrent plutôt une source de nourriture (André *et al.* 1999).

5. Matériel et méthode

5.1 Protocole A : pose de pièges caméras

Afin d'identifier les lieux de passage des chevreuils et d'estimer leur nombre, le bois a été divisé en 8 zones/compartiments. Chaque zone est parcourue à pied à la recherche de traces de leur passage : coulées, moquettes, régalis, couchettes, ... Quand la présence d'un chevreuil est certaine, un piège caméra est posé. Quatre caméras ont été déplacées ainsi chaque semaine entre février et juillet 2023. À partir de mi-juillet, une caméra défaillante a dû être envoyée en réparation. Le protocole a continué avec les trois autres mais cette fois en les déplaçant toutes les deux semaines jusqu'à la fin du mois de septembre 2023. Ce changement de rythme permet d'évaluer quelle technique parmi les deux est la plus rentable pour élaborer un protocole de suivi. Les pièges caméras utilisés sont de la marque Bushnell, modèle Core™ DS-4K ([site du vendeur](#)). Les vidéos sont directement visualisées sur place pour pouvoir les replacer dans la même zone, en cas d'absence de chevreuil parmi les clichés ou d'un bug tel qu'une sensibilité de la caméra trop élevée ayant filmé une toile d'araignée ou une feuille au vent toutes les 10 secondes.

Le résultat des poses de pièges caméras sont visualisés à l'aide du programme QGIS (QGIS Development Team 2024) à partir d'un fichier Excel rempli au fur et à mesure. Les données sont composées du nom attribué à la caméra, du nom de la vidéo, la date, l'heure, du nombre d'individus, leur sexe et leur stade de développement, et sont accompagnées d'une description de leur morphologie pour éventuellement les reconnaître sur d'autres vidéos. En particulier, une description visuelle précise des bois des brocards est réalisée. Quand un trait physique permet d'identifier l'identité de l'individu avec certitude, un nom lui est attribué. Pour chaque vidéo, le comportement majoritaire observé est noté dans un but de reconnaissance de zones qui pourraient être particulières à un besoin comme l'accès aux ressources nourricières, le marquage de territoire, le repos, ...

5.1 Protocole B : analyse génétique

Collection des échantillons

Bach *et al.* (2022) ont développé une méthode pour collecter l'ADN de chevreuil présent dans leurs fèces, elle-même adaptée de Ramón-Laca *et al.* (2018). Les excréments ne sont pas récoltés

mais des écouvillons sont uniquement frottés dessus. Avant d'aller sur le terrain, des Eppendorf de 2ml sont préremplis avec 0.5ml de tampon Longmire (Longmire *et al.* 1997) ; pour un volume total de 250ml, cela donne 25ml de TrisHCL 1p, 50ml EDTA 0.5M, 500µl NaCl 5M et 6.25ml de SDS 20%, le tout mené au trait de jauge avec de l'H₂O. Ces tubes sont emportés dans une boîte sur le terrain. À chaque moquette rencontrée, l'écouvillon est trempé dans le tampon et frotté contre la surface des crottes (si possible des parties non en contact avec l'air et le sol et si présence de mucus, le récolter). Le coton-tige est alors stocké dans l'Eppendorf, fermé et annoté. La localisation est chaque fois prise à l'aide de Google Maps. Sur une fiche technique, la météo, la date, le récolteur et la qualité de l'échantillon (visqueux-humide-brillant-terne) sont notés. Si des granules sont brisées, fissurées et/ou altérées, elles ne sont pas récoltées. Les 23 et 24 mars 2023, une équipe de 6 personnes a été déployée pour ratisser le Bois de Lauzelle pour récolter un total de 141 échantillons répartis dans tout le bois. La méthode de conservation de ceux-ci, au réfrigérateur, a fortement diminué leur qualité et ils n'ont donc malheureusement pas pu être utilisés. Vingt autres échantillons ont été récoltés durant le mois de juillet. En plus des échantillons de fèces, lorsqu'un animal se faisait mortellement percuter par une voiture, un bout de chair était récolté.

Extraction d'ADN

Pour extraire l'ADN des échantillons de fèces, un kit a été utilisé, le Qiagen DNeasy Blood and Tissue Kit, dont le protocole est détaillé en annexe (Protocole S1: Extraction d'ADN). Pour vérifier que l'extraction est réussie, 1µl de l'échantillon est mesuré au nanodrop. Cela permet d'avoir une idée de la concentration en ADN (ng/µl) ainsi que de sa pureté.

Toutes les expériences ont été réalisées au laboratoire biomoléculaire du département ELIV de l'UCLouvain, plus précisément au bâtiment Carnoy, local C412, Croix du Sud à Louvain-la-Neuve.

Pendant l'étude, trois chevreuils ont été percutés mortellement par une voiture dont un morceau de chair a été récolté (Tableau 1). Le protocole d'extraction est légèrement différent et également expliqué en annexe (Protocole S1: Extraction d'ADN).

Nom	Date de collision	Morceau de chair récolté
Ch1	10/04/2023	Patte arrière droite
Ch3	27/07/2023	Patte arrière droite
Ch4	01/08/2023	Oreille intérieure droite

Tableau 1: Échantillons de chair récoltés sur des chevreuils morts à la suite d'une collision avec une voiture. Nom, date de la collision et partie du corps de l'animal sur lequel la chair a été prélevée.

L'ADN est conservé au congélateur à -20°C, autant pour les extraits des fèces que les extraits de chair.

PCR Multiplex

Le protocole est inspiré de Morf *et al.* (2021) qui ont développé les 14 amorces utilisées (Tableau S 1). Parmi ces marqueurs, deux permettent la détermination du sexe de l'individu : *Deer_Sry* et *Deer_Zfx234*. Pour les femelles, il y a uniquement un pic pour le fragment *Zfx* alors que les mâles ont les deux fragments, *Sry* et *Zfx*. La première étape du protocole, dans tous les cas, est de diluer ces amorces pour obtenir les concentrations optimales tirées de l'article.

Afin de développer un protocole à coût réduit, les réactions de polymérisation en chaîne (PCR) ont d'abord été réalisées sans kit, avec les quatre amorces 6-FAM (Tableau S 1). Le MIX PCR (Tableau S 2) qui a été testé est celui qui est couramment utilisé au [laboratoire](#) pour de nombreuses expériences en raison de sa polyvalence. Les trois échantillons de chair ont été utilisés pour mettre le protocole au point étant donné qu'ils contiennent davantage d'ADN. Afin de vérifier l'absence de contamination un blanc est réalisé pour chaque PCR.

Les conditions de la PCR ont été programmées selon les conseils de Morf *et al.* (2021) et Marie-Christine Flamand en utilisant le thermocycleur Applied Biosystems® Veriti® 96-Well Thermal Cycler. Conditions PCR ; 15 min d'activation initiale à 95°C, suivie de 30 cycles de 30s de dénaturation à 94°C, 90s d'appariement à 63°C et 60 s d'élongation à 72°C, suivis d'une étape finale d'extension de 30 min à 60°C. Pour savoir si la PCR est réussie, les fragments sont migrés dans un gel par électrophorèse, formé avec 50ml de gel d'agarose à 2% avec du Bromure d'éthidium (1µl/100ml) dans un tampon TAE. Un alourdisseur est ajouté aux échantillons pour permettre la migration à 120 volts pendant 30min.

Malheureusement, aucune bande n'apparaît sur la photo de ce gel (Figure S 1), indiquant une forte probabilité que la PCR n'a pas fonctionné. Il est donc décidé de tester avec un kit Qiagen Multiplex Master mix et les amorces VIC (Tableau S 1). D'autres conditions ont été testées ; avec et sans solution Q ainsi que trois températures d'appariement différentes. Effectivement, l'article conseille 63°C, or la température optimale de la majorité des amorces se situe aux alentours de 49-53°C. Dès lors, trois températures ont été testées : 50, 55 et 60°C.

Le programme PCR utilisé reste le même à l'exception des températures d'appariement donnant les conditions suivantes ; 15 min d'activation initiale à 95°C, suivie de 30 cycles de 30s de dénaturation à 94°C, 90s d'appariement à 50°C pour une ligne, 55°C pour une autre et 60°C pour la troisième puis 60 s d'élongation à 72°C, suivis d'une étape finale d'extension de 30 min à 60°C. Le résultat est migré par électrophorèse sur un gel d'agarose 2% de 100ml (voir protocole ci-dessus).

Trois bandes très légères sont alors observées sur le gel (

Figure S 2) dans les puits correspondants aux conditions de 60°C sans solution Q. Malgré leur faible visibilité et leur basse position dans l'échelle moléculaire, il semble que la PCR ait fonctionné mais que le résultat ne puisse pas être observé sur le gel. L'hypothèse est alors posée que les meilleures conditions sont sans solution Q à 60°C, du moins pour les amorces VIC et sans différence tranchante.

La décision est d'abandonner la technique du gel pour vérifier le résultat PCR et de directement passer à l'étape de l'analyse génétique avec un ABI 3130XL Genetic Analysers. D'abord uniquement avec les amorces 6-FAM (Capcap2, Capcap10, Capcap17 et Capcap36). Le fluorochrome va être relié aux amorces grâce à l'ajout d'une queue A (Tableau 2), développée par Roche Applied Science (2006). Blacket *et al.* (2012) l'utilisent dans un protocole visant à développer une approche efficace et peu onéreuse de génotypage par marquage fluorescent des amorces. Pour ne pas devoir commander différentes amorces spécifiques déjà fluorées, ce qui peut coûter cher, seule la queue A fluorée est commandée avec du 6-FAM. Celle-ci va ensuite venir s'attacher aux amorces directes que l'on commande en y ajoutant la séquence de la queue A. Le processus est expliqué par le schéma de la Figure 14.

Nom de l'amorce	Séquence de la queue (5'-3')	Taille (pb)	Fluorochrome	Référence	Température optimale de l'amorce
Queue A	GCCTCCCTCGCGCCA	15	6-FAM	Roche Applied Science (2006)	63°C

Tableau 2: Détail de la queue A fluorée ; nom, séquence, taille, fluorochrome associé, référence et température optimale.

Les amorces sont diluées en suivant le ratio de proportion de Blacket *et al.* (2012); la queue A fluorée doit être en concentration de 0.2µM, les amorces directes à 0.15µM et les amorces inverses à 0.5µM. De plus, pour que cette technique fonctionne, il faut augmenter le nombre de cycles de la PCR à 40 et la température d'appariement à 63°C (température optimale de la queue A). La PCR est à nouveau testée sur les trois échantillons de chair, avec et sans solution Q.

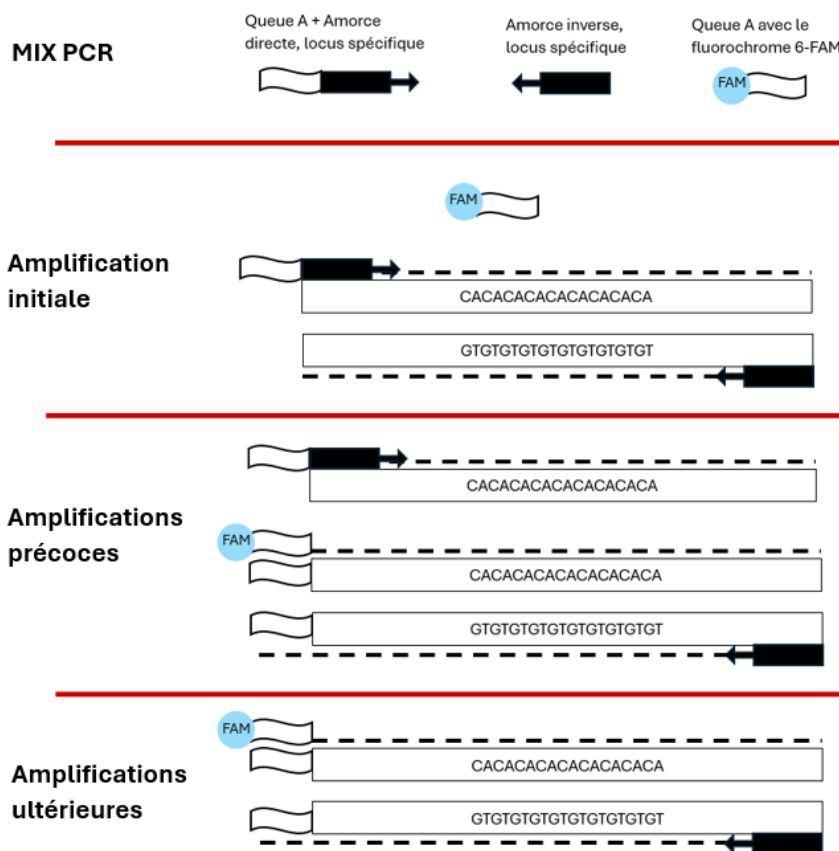


Figure 14: Schéma d'un processus d'amplification de fragments PCR avec une amorce universelle (queue A) marquée par fluorescence et des amorces directes spécifiques au locus, avec une queue ajoutée. L'amplification est indiquée par des lignes en pointillés. Lors des premiers cycles de la PCR, la queue marquée commence à être incorporée dans les fragments et, les amorces directes à queue, sont épuisées. Les cycles suivants incorporent le fluorochrome dans les fragments de PCR. Durant tout ce temps, les amorces inverses fonctionnent comme dans une PCR classique. Inspiré de Blacket *et al.* (2012).

Les résultats de l'analyseur sont concluants ; les échantillons contenant la solution Q semblent plus sensibles que ceux qui n'en ont pas et seront donc utilisés dans l'analyse des résultats. En conséquence, exactement le même protocole est appliqué pour les amorces NED, PET et VIC mais seulement avec la solution Q et l'étude d'un échantillon d'ADN venant des fèces (nommé Cr) est ajoutée. Cependant, toujours dans une idée de moindre coût, les amorces correspondantes à chacune de ces couleurs fictives dans le Tableau S 1 sont séparées dans des puits différents pour pouvoir utiliser la couleur 6-FAM avec toutes les amorces. De cette manière, les gammes de pair de bases ne se superposent pas, facilitant la lecture du résultat. Plus d'échantillons devront donc être passés à l'analyseur mais cette technique permet de commander un seul fluorochrome.

Analyse des résultats

Les résultats sont ensuite analysés avec *Geneious Prime 2024.0.5* en utilisant un *GeneScan 600* (LIZ) comme échelle de taille. Pour bien calibrer l'échelle, le seuil de détection d'un pic est 30 unités d'intensité de fluorescence. En revanche, pour détecter les pics de 6-FAM attaché à notre ADN, le seuil est fixé à 200. Les différents calculs liés aux résultats alléliques sont réalisés au moyen de *Rstudio* avec les packages *adeigenet v2.1.1* (Jombart 2008), *hierfstat v0.5-11* (Goudet et al. 2022) et *pegas v1.3* (Paradis 2010).

En génétique, l'homozygotie désigne la condition où un individu possède, pour un locus donné, deux copies identiques d'un allèle hérité de chacun de ses parents, ce qui se traduit par une uniformité génétique à cet emplacement spécifique du génome. À l'inverse, l'hétérozygotie sous-entend deux allèles distincts. En partant de ce principe, le taux d'homozygotie par individu peut être calculé. Les résultats étudient aussi l'hétérozygotie observée (H_o), c'est-à-dire la proportion d'individus hétérozygotes pour chaque locus, ainsi que l'hétérozygotie attendue (Figure 15). Cette dernière est la probabilité qu'un individu soit hétérozygote pour un locus donné, calculée en utilisant les fréquences alléliques, sous l'hypothèse d'un équilibre de Hardy-Weinberg.

$$H_e = 1 - \sum_{i=1}^k p_i^2$$

Figure 15: Formule générale de l'hétérozygotie attendue (H_e) par locus. Avec p_i , la fréquence de l'allèle i pour un locus donné et k , le nombre total d'allèles différents pour ce locus.

Le F_{IS} peut alors être calculé. Il s'agit d'un coefficient de consanguinité qui mesure le déficit (valeurs positives) ou l'excès (valeurs négatives) d'hétérozygotes par rapport aux attentes sous l'équilibre de Hardy-Weinberg (Coulon *et al.*, 2004). Il peut se calculer pour chaque locus ou de manière plus globale (Figure 16).

$$F_{IS} = \frac{H_E - H_O}{H_E} \quad \Bigg| \quad F_{IS_global} = \frac{\sum (H_E - H_O)}{\sum H_E}$$

Figure 16: Calcul du coefficient F_{IS} pour chaque locus à gauche et pour l'échantillon global à droite. Avec H_E , l'hétérozygotie attendue et H_O , l'hétérozygotie observée.

La proportion d'allèles partagés entre les individus est également analysée.

À noter que comme le marqueur *Deer_Zfx234* est spécifique au chromosome Y, l'allèle n'est présent qu'en un seul exemplaire chez les individus mâles. Par conséquent, ce locus n'est pas inclus dans les calculs d'hétérozygotie afin de ne pas biaiser les résultats. De même, le marqueur *Deer_Sry* spécifique au chromosome X, est pris en compte dans les calculs d'homozygotie pour les femelles qui possèdent deux allèles de ce locus. En revanche, il est exclu pour les mâles, qui n'en ont qu'un seul.

6. Résultats

6.1 Analyse des vidéos

Succès VS échec

Sur la Figure 17, chaque point représente la position d'une caméra. Quand, malgré un repositionnement ou un réglage de la caméra, aucune image de chevreuil n'est observée, l'hypothèse est qu'aucun chevreuil n'est passé par là. Ces absences sont représentées par les cercles noirs (Figure 17) et sont enlevés de la suite de l'analyse. Sur 51 localisations, 34 emplacements ont permis d'observer des chevreuils. 349 vidéos de chevreuils ont pu être récoltées dont 428 individus y sont observés.

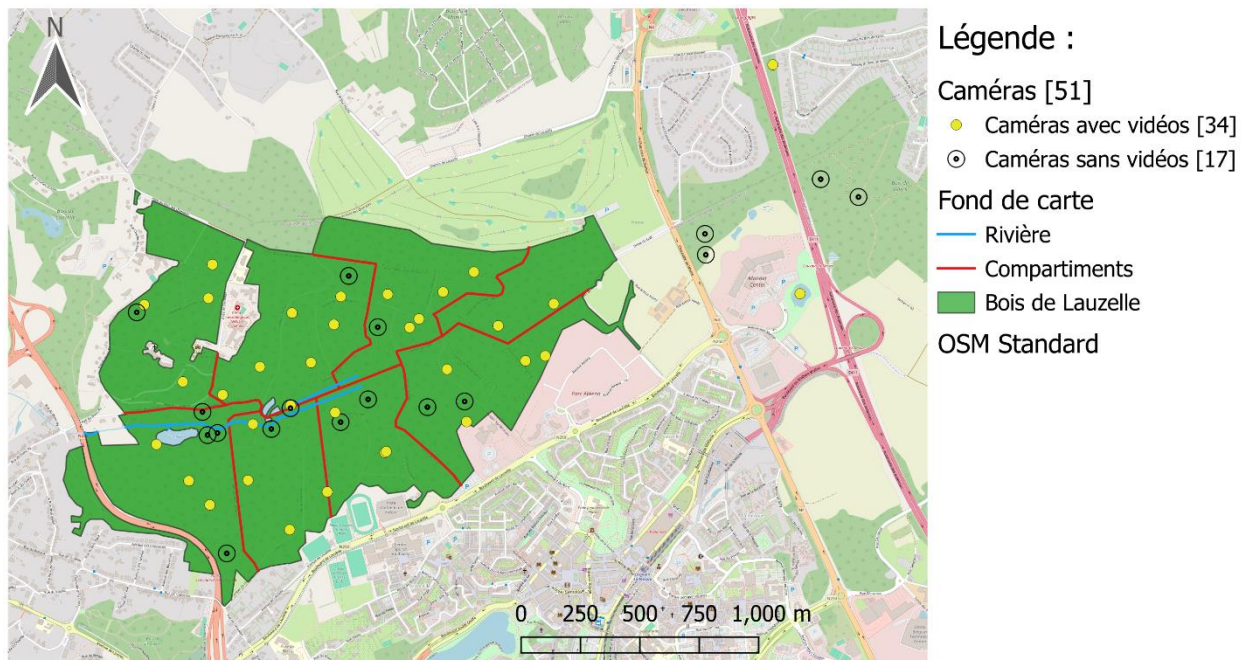


Figure 17: Carte du Bois de Lauzelle. Les points représentent les positions des pièges caméras qui ont su ou non capturer des vidéos de chevreuils. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.

Dispersion des individus

Dans le cadre de l'étude sur leur capacité de dispersion, six caméras ont été installées en dehors du Bois de Lauzelle. Trois d'entre elles ont été placées entre la N4 et l'E411 (deux dans le Bois de Villers et une dans le bassin d'orage), et trois autres de l'autre côté de l'E411, également dans le Bois de Villers. Seules les caméras situées dans le bassin d'orage et sur un pont à l'ouest de l'E411 ont permis d'observer des chevreuils. Dans le bassin d'orage, une femelle a été aperçue, bien que

sa morphologie ne permette pas de l'identifier de manière précise. En revanche, sur le pont, un brocard avec des bois distinctifs a été observé, permettant une identification précise de l'individu, qui n'a jamais été aperçu par les autres caméras.

Ratio sexuel

Sur la Figure 18, les caméras ayant uniquement capturé des mâles sont représentées en bleu, celles ayant observé uniquement des femelles en rose et en mauve lorsque les deux sexes ont été aperçus. Seules trois caméras ont enregistré exclusivement des femelles, contre 13 pour les mâles et 17 pour le mix des deux. Ces résultats peuvent être interprétés sous un autre angle : les chevrettes ont été filmées à 20 emplacements différents, contre 30 pour les mâles. Au total, 27 brocards ont été identifiés et 13 chevrettes.

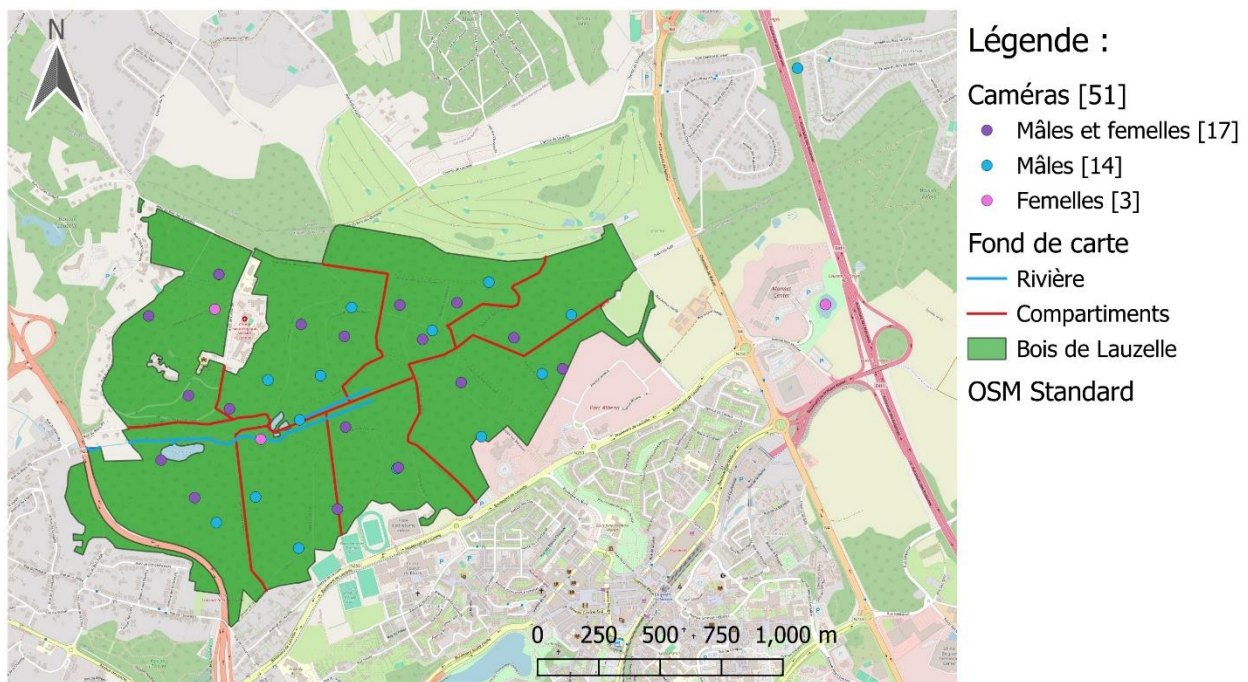


Figure 18: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les caméras ayant uniquement capturé des mâles, femelles ou les deux. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.

Juvéniles

Une étoile orange sur la Figure 19 **Error! Reference source not found.** indique la présence d'un juvénile, observé à 9 emplacements différents. Au total, 13 juvéniles ont été recensés. Parmi eux, deux ont été aperçus seuls, sans possibilité d'identifier leur mère. En revanche, trois femelles distinctes ont été identifiées comme étant la mère d'un unique jeune, tandis que quatre autres

femelles ont été associées à une portée de deux jeunes. Pour les chevrettes, avoir une portée de jumeaux est le plus courant (Carruette *et al.* 2004). A contrario, six femelles, bien reconnaissables, n'ont jamais été observées en compagnie de jeunes mais l'hypothèse qu'elles aient tout de même mise bas dans l'année ne peut pas être rejetée.

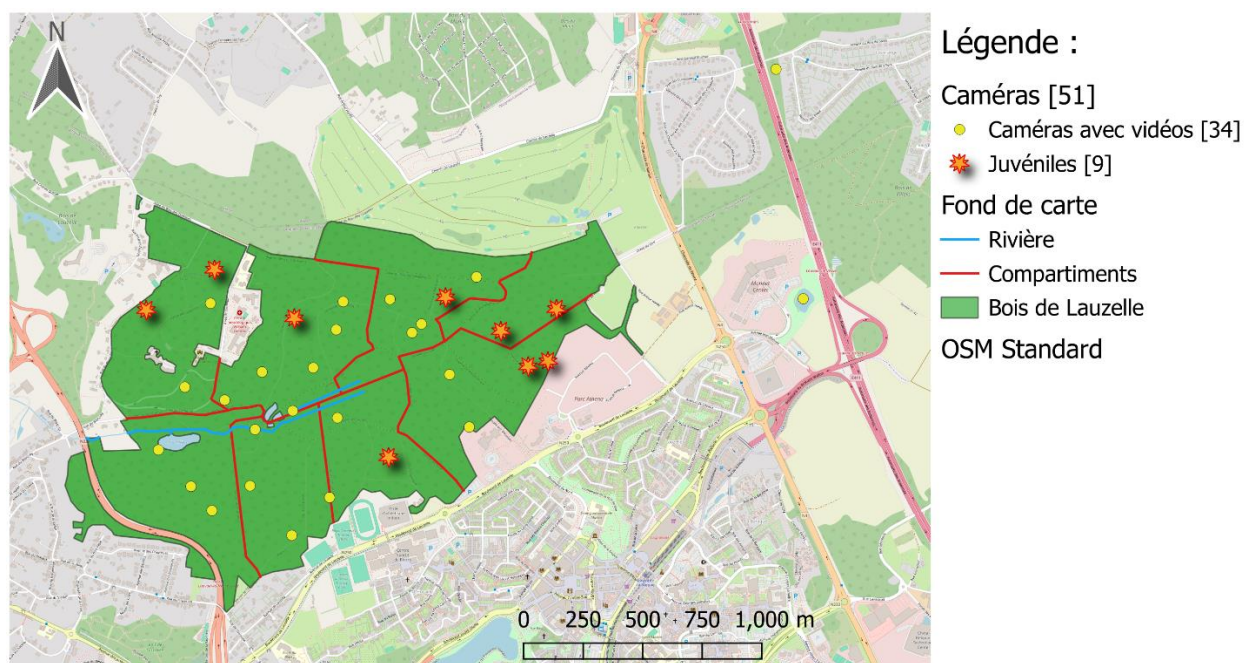


Figure 19: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les emplacements où des caméras ont filmé des juvéniles.
Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.

Estimation du domaine vital

Sept individus ont été observés sur deux caméras et un sur trois caméras. Comme le montre la Figure 20, il s'agit de localisations assez proches les unes des autres. Une fois reliés, il apparaît que la plupart des individus ne passent pas d'un compartiment à l'autre et n'ont dès lors pas traversé les chemins principaux du bois.

Réaliser des calculs sur le domaine vital tel que la méthode MCP (Minimum Convex Polygon) est impossible avec uniquement deux points par individus. Une MCP 100% a cependant été réalisée sur Germain, un brocard observé à trois endroits donnant une surface de 8607.63 m². Mais ces trois points étant quasiment alignés, le polygone est un triangle très étroit qui n'est pas représentatif du réel domaine vital de l'individu.

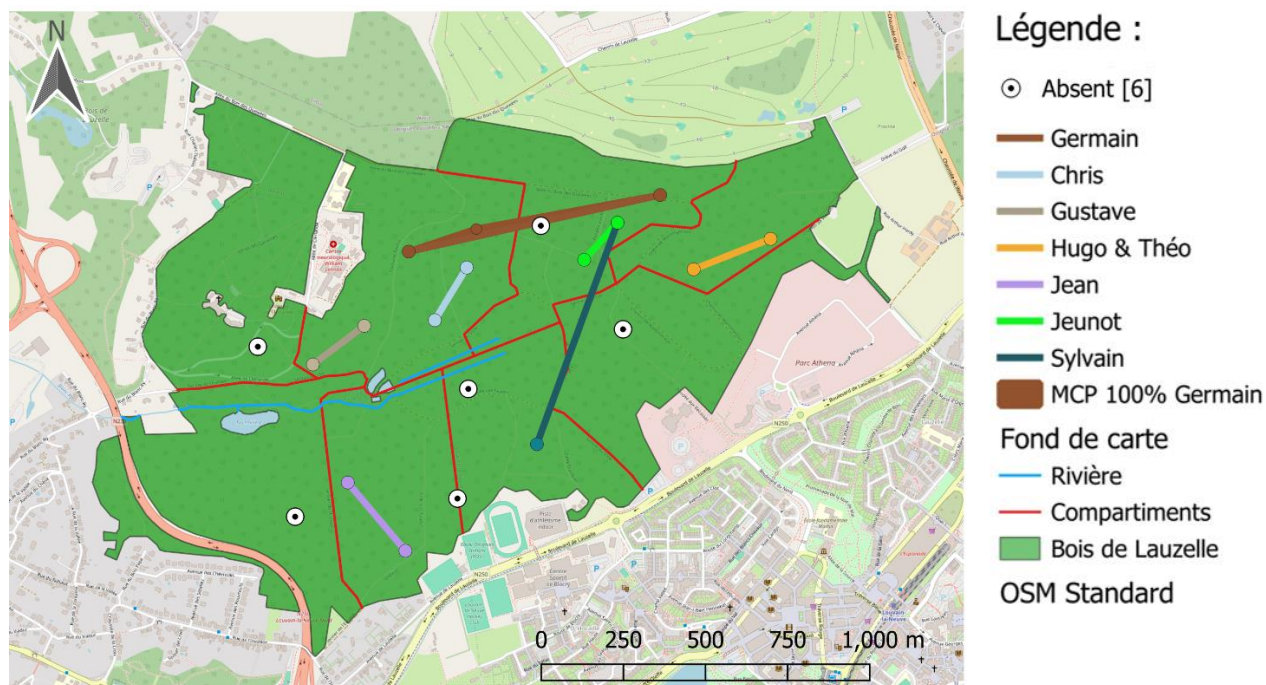


Figure 20: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les individus observés sur plusieurs caméras et leurs lignes de trajectoire rectilignes reliant les points d'observation, ainsi que le MCP 100% de Germain. Les points blancs notés 'Absent' représentent les caméras aux alentours dans la même période, ayant filmé des chevreuils mais aucun des individus d'intérêt. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.

Les points blancs notés 'Absent' sur la Figure 20, représentent les caméras qui étaient placées directement autour de ces individus dans la même période mais où ils n'ont pas été vu. Ces absences permettent de délimiter un peu plus la zone d'activité, même si le chevreuil pourrait simplement passer derrière la caméra. Un de ces points est d'ailleurs très interpellant, celui qui se situe sur la trajectoire tracée pour Germain.

La distance qui sépare les deux points d'observation de chaque individu peut être calculée pour donner une idée de l'échelle des mouvements. Celle-ci s'étend de 151m à 784m (Tableau S 6).

De plus, pour un effet visuel plus impactant, un cercle dont le diamètre est la distance entre les deux points d'observations a été tracé (Figure 21). La plus petite superficie couverte par ces cercles est de 17707 m² avec Jeunot. Et la plus grande est de 475398 m² avec Germain (Tableau S 6). À noter que dans le cas de Germain, seuls les deux points les plus éloignés ont été utilisés pour ces deux calculs. Cependant, le domaine vital n'étant pas une définition circulaire, aucune de ces superficies n'est représentatives de l'espace occupé par les individus. Un point intéressant tout de

même dans cette carte (Figure 21) est la visualisation des points d'absence. Au sein des cercles représentés, des caméras ayant observé des chevreuils, n'ont pas capturé ces individus d'intérêt. De plus, les zones d'individus différents se superposent alors même qu'il s'agit de mâles supposés territoriaux. Cette proximité peut être le témoin d'une forte densité de chevreuils dans le bois.

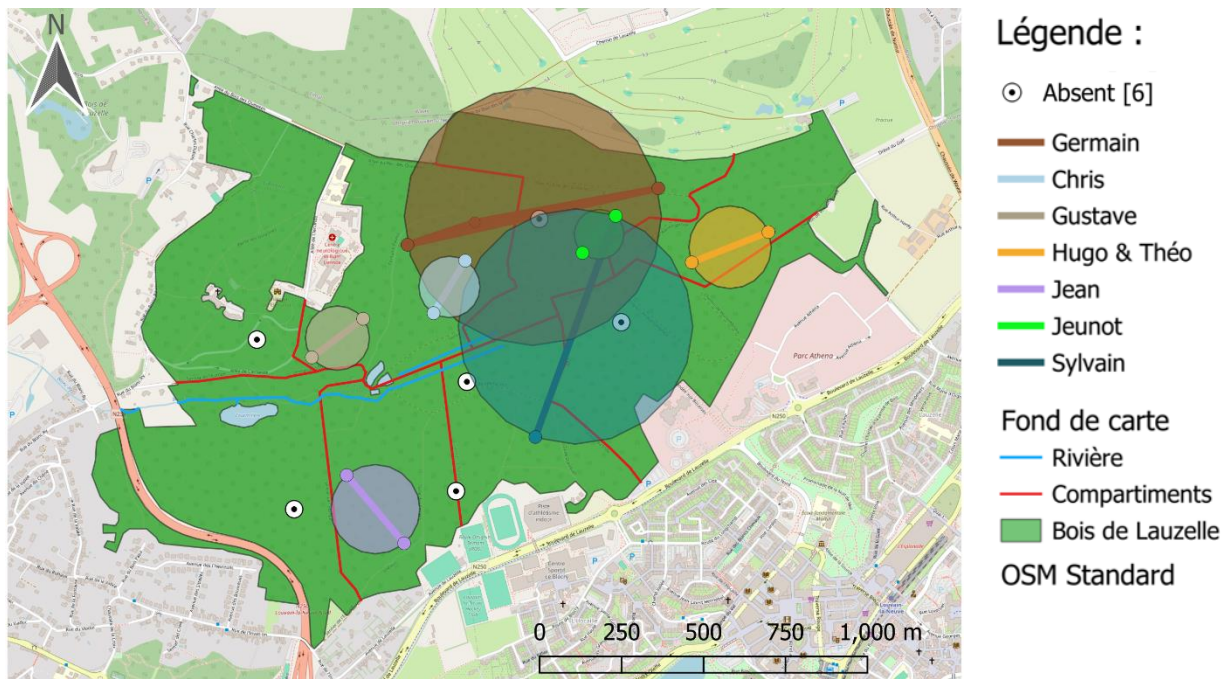


Figure 21: Carte du Bois de Lauzelle illustrant un cercle dont le diamètre est la distance séparant les deux points d'observations d'un même individu. Les points blancs notés 'Absent' représentent les caméras aux alentours dans la même période, ayant filmé des chevreuils mais aucun des individus d'intérêt. Réalisée avec QGIS et les données d'OpenStreet Map.

Seul des mâles ont été observés sur plusieurs caméras. Ce biais peut s'expliquer par leur morphologie. En effet, il est plus évident de reconnaître avec certitude un brocard portant des bois descriptibles, qu'une femelle ne présentant pas de signe particulièrement distinctif.

Sites d'intérêt

Sur chaque vidéo, le comportement de l'animal a été noté. Ces données sont intéressantes pour identifier des zones d'intérêt spécifique pour aider à la gestion du bois. Deux comportements indispensables à la survie de l'espèce sont ici mis en évidence : se nourrir et marquer son territoire. Sur les 33 localisations, 17 sites d'alimentation ont été identifiés (Figure 22) ainsi que 9 sites de marquage territorial (Figure 23), c'est-à-dire où un brocard a été observé en train de procéder à un frottis, grattis et/ou régalis.

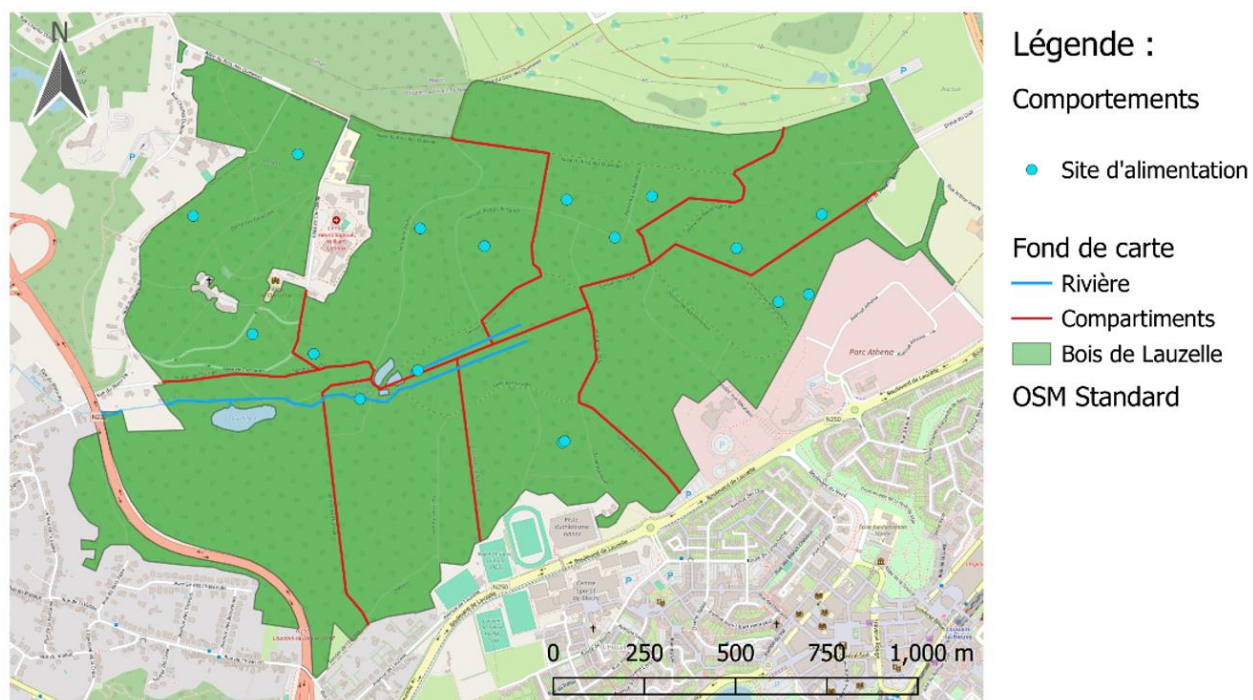


Figure 22: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les sites (17) où les individus ont été aperçu en train de se nourrir. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.

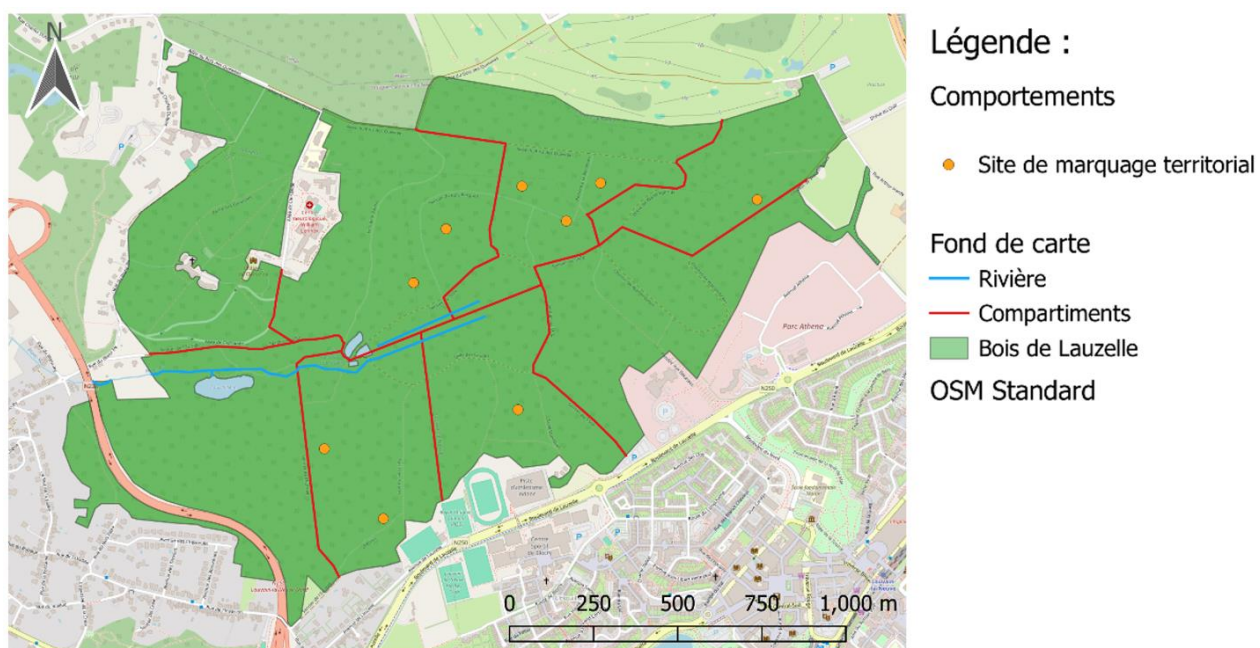


Figure 23: Carte du Bois de Lauzelle illustrant les sites (9) où des brocards ont marqué leur territoire par frottis, grattis et/ou régalis. Réalisée avec QGis et les données d'OpenStreet Map.

Composition et taille de la population

À la suite d'une identification par description physique des individus, 27 brocards ont été identifiés, 13 chevrettes et 13 juvéniles dont le sexe n'a pas pu être déterminé. La population de chevreuils dans le Bois de Lauzelle est dès lors estimée à 53 individus pour 198 hectares donnant lieu à une densité de 27 chevreuils/km².

6.2 Analyse génétique

Les deux marqueurs permettant la détermination du sexe de l'individu, *Deer_Sry* et *Deer_Zfx234*, indique que Ch1 et Ch4 sont des femelles tandis que Ch3 et Cr sont des mâles.

Le taux d'homozygotie pour chaque individu basé sur 13 loci microsatellites polymorphes est calculé, ainsi que le taux moyen pour l'ensemble de la population étudiée (Tableau 3). Un peu plus de la moitié (53.85%) des loci sont homozygotes chez l'individu Ch1 indiquant un potentiel cas de consanguinité. À l'inverse, le taux d'homozygotie de Ch3 est très faible (11.11%) indiquant une forte diversité génétique. En moyenne, 28.23% des loci chez ces quatre individus sont homozygotes, reflétant une diversité génétique globale assez bonne, mais avec d'importantes variations entre les individus.

	Ch1	Ch3	Ch4	Cr	Total
Taux d'homozygotie	0.5385	0.1111	0.2650	0.2857	0.2823

Tableau 3 : Taux d'homozygotie pour chaque échantillon ainsi que le taux total sur la population étudiée.

Le polymorphisme des microsatellites varie de 3 à 8 allèles par locus avec une moyenne de 5.4 (Tableau 4). Trois loci montrent un déficit significatif d'hétérozygotie (en gras dans le Tableau 4). Déficit également confirmé au sein de la population totale de façon significative ($p_{\text{valeur}} < 0.05$) (Tableau 4). Le coefficient de consanguinité global F_{IS} pour tous les loci est de 0.2771 (Tableau 4) avec un intervalle de confiance de 95% allant de 0.1503 à 0.3786. Il indique une légère déviation par rapport à l'équilibre d'Hardy-Weinberg avec un déficit d'hétérozygotes.

Locus	No. Allèles	Hétérozygotie observée (Ho)	Hétérozygotie attendue (He)	Coefficient de consanguinité (Fis)	P-valeur
Capcap2	5	0.6667	0.7778	0.3333	0.206
Capcap17	5	0.6667	0.7778	0.3333	0.200
Capcap10	5	0.6667	0.7778	0.3333	0.196
Capcap36	4	1.0000	0.7500	0.0000	1.000
Capcap1	7	0.7500	0.8438	0.2500	0.120
Capcap15	6	0.5000	0.8125	0.5000	0.027
Capcap29	5	0.6667	0.7778	0.3333	0.177
Capcap5	6	0.5000	0.8125	0.5000	0.028
Capcap3.1	6	0.5000	0.8125	0.5000	0.033
Capcap25	8	1.0000	0.8750	0.0000	1.000
Capcap31	6	1.0000	0.7813	-0.1429	1.000
Capcap35	3	0.5000	0.6250	0.5000	0.334
Deer_Zfx234	4	1.0000	0.7500	0.0000	1.000
Tous les loci		0.7143	0.9880	0.2771	0.0335

Tableau 4: Nombre d'allèles par locus, hétérozygotie attendue et calculée pour chaque locus et globalement. Coefficients de consanguinité (Fis) calculé pour chaque locus et globalement. Et les P-valeurs du test d'équilibre de Hardy-Weinberg (si P-valeur < 0.05, alors déficit en hétérozygotes), effectuées pour chaque locus et pour l'ensemble de l'échantillon. Les loci pour lesquels il existe un déficit hétérozygote significatif selon l'équilibre de Hardy-Weinberg sont en italique et gras. Les loci ne montrant aucune déviation par rapport à l'équilibre d'Hardy-Weinberg (p_valeur=1.000) sont en gris clair.

La méthode utilisée pour analyser la relation entre les individus est le pourcentage d'allèles partagés (Tableau S 7). L'individu Ch4 n'a aucun allèle en commun avec les autres individus. Les trois autres relations partagent 5.56%, 7.14% et 8.33% de leurs allèles. Ce sont de faibles proportions ce qui suggère une diversité génétique relativement élevée dans cet échantillon.

Il est important de noter que l'individu Ch3 n'a aucune valeur (pas de pic) pour 3 des loci et Cr a également des valeurs manquantes pour 5 des loci. Dès lors, les résultats concernant leur taux d'homozygotie et le pourcentage d'allèles partagés sont biaisés.

7. Discussion

7.1 Étude de la population grâce aux pièges caméras

Taille et densité de la population

L'analyse des vidéos permet d'estimer la population à 53 individus (27 brocards, 13 chevrettes et 13 juvéniles) pour 198 hectares, ce qui fait une densité de 27 individus/km², valeur considérée comme forte (Maublanc *et al.* 1991). Le chevreuil se retrouve sur l'entièreté de la Wallonie à des densités pouvant varier de 6,5 à plus de 8 individus/km² (zones urbaines comprises) (MRW BGRNE, 2004 dans Desclée 2005). La région concernée par le Bois de Lauzelle est en densité élevée (>8 ind/km²). En Belgique, comme le montre la Figure 8, la population de chevreuils était à son apogée aux alentours de 2010. Casaer et Licoppe (2010) ont d'ailleurs estimé une densité pouvant dépasser 30 animaux par km² en zone forestière. En utilisant une technique de Capture-Marquage-Recapture, le mémoire de Chevalier (2005) a obtenu un résultat de plus de 35 chevreuils dans le Bois de Lauzelle et Grémaux (2006) l'estimait entre 30 et 45 individus, c'est-à-dire une densité d'environ 20 chevreuils/km². Dix-huit ans après ces résultats, ce mémoire-ci obtient une densité de 27 chevreuils/km², indiquant que la population est probablement en croissance.

La différence dans la quantité d'observations de mâles et de femelles ainsi que le ratio sexuel de la population peut s'expliquer par les domaines vitaux moyens des chevrettes qui sont plus élevés que ceux des mâles (Hewison *et al.* 1998). Cependant, à un biais reste possible car il est plus évident d'identifier un mâle avec certitude par la description de ses bois plutôt qu'une femelle sans caractéristique spécifique.

Pour estimer leur domaine vital, deux autres mémoires ont utilisé une technique de suivi télémétrique qui consiste à localiser les individus en leur mettant un collier émetteur (via les méthodes de MCP et Kernel). Desclée (2005) estime la superficie des domaines vitaux des chevreuils du Bois de Lauzelle entre 14.1 et 45.9 hectares et Speleers (2007) approxime la taille moyenne à 20 hectares. La technique de suivi par pose de pièges caméras réalisée dans ce mémoire ne permet pas d'estimer un domaine vital fiable. Cependant, à titre de comparaison, Widmer *et al.* (1998) ont estimé le domaine vital aux alentours de 83.6 ha dans la Marne française. Cette superficie est nettement plus élevée que celle observée au Bois de Lauzelle, ce qui pourrait

expliquer pourquoi la densité de population peut y être si élevée. Cette hypothèse est également soutenue par la Figure 21 qui permet de visualiser la proximité de mâles supposés territoriaux. Sur cette carte, la zone fictive d'activité d'un chevreuil est visuellement représentée par un cercle dont le diamètre est la distance séparant deux points où ce même individu a été observé. Non seulement les zones formées se superposent mais en plus, au sein de celles-ci, d'autres caméras placées à la même période ont observé des individus différents. Ce qui suggère qu'ils vivent non loin les uns des autres.

Dispersion des individus

Dans l'état de l'art, les trois éléments principaux d'un paysage ont été définis : la matrice, les parcelles et les corridors écologiques. En partant de l'hypothèse que le Bois de Lauzelle est une parcelle au sein d'une matrice fragmentée, la question est de savoir si ce fragment est connecté à d'autres parcelles ou s'il est isolé. L'une des deux méthodes utilisées pour y répondre est la mise en place de six caméras hors du bois. Parmi elles, seules deux ont capté des images de chevreuils. L'une placée dans le bassin d'orage entre la N4 et l'E411 et l'autre située au croisement de l'E411 avec une route de campagne (Figure 17). Ce croisement consiste en un pont permettant à la route de campagne de passer en-dessous de l'autoroute, laquelle est entourée de deux larges bandes de végétation arborescente. Le chevreuil observé à cet endroit était un mâle identifiable avec certitude grâce à la description de ses bois, contrairement à la chevrette aperçue près du bassin d'orage. Cependant, ce brocard n'a jamais été filmé une seconde fois au sein du Bois de Lauzelle.

Ces résultats permettent d'émettre différentes hypothèses. La première est que les routes représentent une barrière de dispersion. Cette hypothèse aurait pu être rejetée si les individus observés à l'extérieur du bois avaient été filmés une seconde fois à l'intérieur. Comme ce n'est pas le cas, il est probable que ces individus proviennent d'une population extérieure comme celle du Bois de Villers. De plus, durant l'étude, au moins trois chevreuils sont décédés d'une collision avec une voiture démontrant qu'il s'agit d'une traversée dangereuse. En 2004, environ 12 chevreuils ont été retrouvés morts le long des chaussées entourant le Bois de Lauzelle (Desclée 2005).

La deuxième hypothèse est qu'un pont écologique pourrait efficacement rétablir la connectivité entre le Bois de Lauzelle et le Bois de Villers. En effet, un brocard a été observé en train de traverser au-dessus d'une route de campagne et de longer l'E411 en toute sécurité, en utilisant

les bandes de végétation sur le pont. Bien qu'il ne s'agisse pas d'un pont écologique à proprement parler, cette observation soutient l'idée que des individus cherchant à se disperser utiliseraient une telle infrastructure. Une fois dans le Bois de Villers, les chevreuils ont accès à un vaste réseau de parcelles agricoles et forestières. De plus, de nombreux exemples démontrent l'efficacité des écoducs. Comme celui construit à Groenendaal au-dessus du ring de Bruxelles, reliant deux hauts lieux de biodiversité de la forêt de Soignes. Dans le rapport de Laymans (2018), ce sont même principalement des chevreuils qui ont été aperçus, au moyen de pièges caméras, en train de traverser.

Validité de la méthode

Un avantage de la pose de pièges caméras est que ça ne nécessite aucun contact physique avec les individus, contrairement aux méthodes de Capture-Marquage-Recapture et de suivi par radio-télémétrie lors desquelles il faut organiser des battues pour coincer les chevreuils contre un filet. En plus de perturber et stresser l'animal, cette étape peut s'avérer dangereuse. Lors du mémoire mené par Chevalier (2005), une chevrette s'est fracturée la patte dans le filet et a dû être euthanasiée.

Le choix entre une technique de suivi télémétrique et l'utilisation de pièges caméras dépend principalement des objectifs recherchés. La première technique permet d'estimer le domaine vital, tandis que la seconde évalue la taille de population ainsi que sa composition (ratio sexuel, nombre de juvéniles, ...).

Deux méthodes de rotation des pièges caméras ont été testées, à savoir un déplacement hebdomadaire ou bimensuel. Le déplacement bimensuel apparaît comme une technique plus adaptée car elle permet de récolter plus de vidéos d'un même individu, facilitant ainsi la description de sa morphologie pour ensuite augmenter les chances de le reconnaître sur d'autres caméras. En une seule semaine, les chances d'identifier un individu sont plus faibles (passage trop rapide, derrière ou trop loin de la caméra ou exploration d'une autre zone durant cette semaine-là).

Enfin, les pièges caméras permettent d'identifier des zones d'intérêt comme les sites d'alimentation, de reproduction, ... et de jouer un rôle crucial dans la compréhension des voies de

dispersion et l'identification des corridors écologiques existants ou potentiels. Informations indispensables également pour mettre en place des mesures visant à maintenir la connectivité et ajuster la gestion et la préservation du bois.

7.2 Analyse génétique de la population au moyen de 14 loci microsatellites polymorphes

Résultats et fiabilité

L'analyse génétique est le deuxième moyen utilisé pour savoir si le Bois de Lauzelle est isolé ou non. Si c'est le cas, la dispersion des individus serait bloquée, empêchant ainsi le flux de gènes, ce qui pourrait se traduire par une consanguinité forte au sein de la population.

Le déficit significatif en hétérozygotie pour 3 des 13 loci analysés sur un échantillon de quatre individus, ainsi que le coefficient de consanguinité F_{IS} global (0.2771), suggère une légère déviation par rapport à l'équilibre d'Hardy-Weinberg. Cela peut indiquer une consanguinité, susceptible de s'accroître avec le temps et de compromettre la résilience de la population. Les résultats de l'étude de Coulon *et al.* (2004) peuvent être mis en relation avec ceux de ce mémoire. Ils ont étudié l'influence de la connectivité du paysage sur le flux de gènes dans une population de chevreuils vivant dans un paysage fragmenté en France, en utilisant un protocole expérimental similaire. Ils obtiennent 5 loci sur 12 comportant un déficit significatif en hétérozygotie et un F_{IS} global de 0.02, beaucoup plus faible que celui observé dans ce travail. Ces différences peuvent être dues à la taille de leur échantillon (648 individus), la taille de la population étudiée, sa structure, le site d'étude (2200km²) et/ou la récente colonisation de la zone (<40ans). Le coefficient de consanguinité obtenu dans ce mémoire est dix fois plus élevé que dans l'article, ce qui suggère un isolement plus marqué.

Cependant, le faible pourcentage d'allèles partagés entre les individus va dans la direction opposée en suggérant une diversité génétique élevée. Il en va de même pour le taux d'homozygotie moyen chez les individus qui est faible (28.23%), indiquant une diversité génétique globale satisfaisante. Bien que des variations notables existent entre les individus, par exemple avec l'individu Ch1 dont le taux d'homozygotie est élevé (53.85%), à l'inverse de Ch3 pour qui le taux est très faible (11.11%).

Le point d'attention principal est que l'étude n'a pu être menée que sur quatre chevreuils, un échantillon très peu représentatif parmi une population estimée à une cinquantaine d'individus. Par conséquent, la robustesse et la valeur statistique des résultats ne permettent pas de tirer de conclusion fiable. De plus, les résultats contiennent quelques données manquantes où aucun pic de fluorescente n'a été observé. Dans la même idée, la possibilité d'allèles nuls ne peut pas être rejetée (Coulon *et al.* 2004). Ce sont des allèles qui n'apparaissent pas lors des tests PCR en raison de mutations dans les sites de liaison des amorces ou de défaillances techniques. Dès lors, ils peuvent provoquer un faux déficit apparent en hétérozygotie car les hétérozygotes pour ces allèles peuvent être faussement identifiés comme homozygotes.

En d'autres termes, ces résultats fournissent une possible indication de consanguinité, à interpréter avec prudence. Il semble nécessaire de conduire des analyses sur un échantillon plus large afin d'émettre de réelles conclusions.

Validité du protocole

Les premiers mois d'expérience ont permis de développer un protocole fiable d'extraction de l'ADN à partir d'échantillon de fèces. Cette technique, en plus d'être moins onéreuse, a deux principaux avantages : aucun contact physique avec les individus n'est nécessaire et elle permet de récolter un grand nombre d'échantillons en peu de temps (141 en deux jours avec une équipe de six personnes). Ensuite, l'utilisation d'échantillons de chair a permis de mettre au point la PCR multiplex, y compris l'ajustement du nombre de cycles, des températures et l'ajout de la solution Q. Le développement d'une méthode fonctionnelle utilisant une queue universelle avec un fluorochrome (6-FAM) pour marquer les fragments d'ADN amplifiés a également été accompli.

La mise au point de ces protocoles s'est faite par essais-erreurs et a nécessité plusieurs mois d'expériences avant d'obtenir des résultats probants. Ceci explique pourquoi seuls quatre individus ont pu être analysés. Cependant, maintenant que la méthode est fiable, donne des résultats, est bien documentée et que tout le matériel est disponible au [laboratoire](#), une autre étude pourra reproduire l'analyse à grande échelle et en tirer des conclusions robustes.

8. Conclusion et perspectives

La fragmentation des habitats représente un risque important pour la survie des espèces. Lorsque des barrières empêchent la dispersion des individus, il n'y a plus de flux de gènes, ce qui peut se traduire par de la consanguinité. Dans le cas du Bois de Lauzelle, l'analyse de sa population de chevreuil européen (*Capreolus capreolus* L.), allant de la densité à la génétique, suggère un potentiel isolement de cette parcelle forestière.

La pose de pièges caméras a permis d'estimer une densité de population considérée comme élevée avec 27 chevreuils/km², ce qui peut indiquer une potentielle compétition pour l'accès aux ressources au sein de cet espace restreint de 198 ha. Les observations faites avec les caméras placées hors du bois révèlent que certains individus tentent de traverser les routes environnantes. Mais ces tentatives sont limitées et dangereuses, comme en témoigne les chevreuils retrouvés morts à la suite d'une collision avec une voiture. Ce protocole a l'avantage d'être non-invasif pour les animaux et de permettre l'identification de voies de dispersion des individus par des corridors écologiques existants ou potentiels. Mais il ne permet pas d'estimer le domaine vital des individus.

L'analyse génétique révèle un déficit en hétérozygotie pour certains loci et un coefficient de consanguinité global relativement élevé. Ce sont des signes d'une potentielle consanguinité, indicatrice d'un isolement. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison du faible nombre d'échantillons analysés (seulement quatre individus). De surcroît, d'autres éléments comme le faible taux moyen d'homozygotie et le faible pourcentage d'allèles partagés entre les individus suggèrent une diversité génétique encore suffisante pour maintenir la viabilité de la population à court terme. L'extraction d'ADN à partir de fèces permet d'obtenir rapidement un grand nombre d'échantillons sans déranger l'animal. Lors de cette étude, un protocole de PCR multiplex avec une queue universelle marquée par un fluorochrome a été développé et son efficacité a été prouvée. La méthode peut maintenant servir de base solide pour des études futures utilisant un plus large échantillon.

Les barrières physiques à la dispersion que représentent les routes environnantes et les signes d'une légère consanguinité sont des indices qui pointent vers un isolement du Bois de Lauzelle.

Cependant, les résultats ne sont pas suffisamment robustes pour tirer des conclusions fiables. Dès lors, une étude plus approfondie incluant un plus grand nombre d'individus et une analyse plus fine des corridors écologiques possibles est nécessaire pour évaluer pleinement le degré d'isolement de cette population de chevreuils. Ce qui permettra de développer des projets de gestion adéquats comme la construction d'un pont écologique.

9. Bibliographie

- André, P., Ph. Lebrun, E. Gérard, et Y. Leruth. 1999. *La Forêt : Sa Flore - Sa Faune - Sa Gestion - Exemple : Le Bois De Lauzelle*. Agar. <https://www.eurolivre.fr/livre/isbn/2872570039.html>.
- Angold, P. G. 1997. « The Impact of a Road Upon Adjacent Heathland Vegetation: Effects on Plant Species Composition ». *The Journal of Applied Ecology* 34 (2): 409. <https://doi.org/10.2307/2404886>.
- Atkinson, W. D., et B. Shorrocks. 1981. « Competition on a Divided and Ephemeral Resource: A Simulation Model ». *Journal of Animal Ecology* 50 (2): 461-71. <https://doi.org/10.2307/4067>.
- Bach, Bryan H., Ashling B. Quigley, Kaitlyn M. Gaynor, Alex McInturff, Kristin L. Charles, Janelle Dorcy, et Justin S. Brashares. 2022. « Identifying Individual Ungulates from Fecal DNA: A Comparison of Field Collection Methods to Maximize Efficiency, Ease, and Success ». *Mammalian Biology* 102 (3): 863-74. <https://doi.org/10.1007/s42991-021-00176-5>.
- Bang, P., et P. Dahlström. 1999. *Guide des traces d'animaux: Les indices de la présence de la faune sauvage*. Delachaux & Niestle.
- Bender, Darren J., et Lenore Fahrig. 2005. « MATRIX STRUCTURE OBSCURES THE RELATIONSHIP BETWEEN INTERPATCH MOVEMENT AND PATCH SIZE AND ISOLATION ». *Ecology* 86 (4): 1023-33. <https://doi.org/10.1890/03-0769>.
- Blacket, M. J., C. Robin, R. T. Good, S. F. Lee, et A. D. Miller. 2012. « Universal Primers for Fluorescent Labelling of PCR Fragments—an Efficient and Cost-effective Approach to Genotyping by Fluorescence ». *Molecular Ecology Resources* 12 (3): 456-63. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2011.03104.x>.
- Boer, P. J. den. 1981. « On the Survival of Populations in a Heterogeneous and Variable Environment ». *Oecologia* 50 (1): 39-53. <https://doi.org/10.1007/BF00378792>.
- Bowman, Jeff, Naomi Cappuccino, et Lenore Fahrig. 2002. « Patch Size and Population Density: the Effect of Immigration Behavior ». *Conservation Ecology* 6 (1). <https://www.jstor.org/stable/26271858>.
- Brückmann, Sabrina V., Jochen Krauss, Cornelis Van Achterberg, et Ingolf Steffan-Dewenter. 2011. « The Impact of Habitat Fragmentation on Trophic Interactions of the Monophagous Butterfly *Polyommatus Coridon* ». *Journal of Insect Conservation* 15 (5): 707-14. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9370-7>.
- Carruette, Philippe, Pascal Étienne, et Marc Mailler. 2004. *Le Chevreuil*. Les sentiers du naturaliste. Paris: Delachaux et Niestlé.
- Casaer, Jim, et Alain Licoppe. 2010. « Ungulates and Their Management in Belgium ». In *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*, 184-200. Cambridge University Press.
- Chardon, J. Paul, Frank Adriaensen, et Erik Matthysen. 2003. « Incorporating Landscape Elements into a Connectivity Measure: A Case Study for the Speckled Wood Butterfly (*Pararge Aegeria* L.) ». *Landscape Ecology* 18 (6): 561-73. <https://doi.org/10.1023/A:1026062530600>.
- Chevalier, M. 2005. « Mise au point d'une méthode de suivi d'une population de chevreuils (*Capreolus capreolus* L.) par capture-marquage-capture ». Mémoire de fin d'études, Unité d'écologie et de biogéographie, Louvain-la-Neuve.: Université Catholique de Louvain.
- Coulon, A., J. F. Cosson, J. M. Angibault, B. Cargnelutti, M. Galan, N. Morellet, E. Petit, S. Aulagnier, et A. J. M. Hewison. 2004. « Landscape Connectivity Influences Gene Flow in a Roe Deer Population Inhabiting a Fragmented Landscape: An Individual-Based Approach ». *Molecular Ecology* 13 (9): 2841-50. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02253.x>.
- Crino, Ondi L., Erin E. Johnson, Jessica L. Blickley, Gail L. Patricelli, et Creagh W. Breuner. 2013. « Effects of experimentally elevated traffic noise on nestling white-crowned sparrow stress physiology, immune function and life history ». *Journal of Experimental Biology* 216 (11): 2055-62. <https://doi.org/10.1242/jeb.081109>.

- Darwin, Charles. 1936. *The Origin of Species by Means of Natural Selection: Or the Preservation of Favored Races in the Struggle for Life[,] and the Descent of Man and Selection in Relation to Sex*. Modern Library of the World's Best Books. New York: Modern library.
<http://www.archive.org/stream/originofspecies00darwuoft>.
- Davies, Thomas W., Jonathan Bennie, et Kevin J. Gaston. 2012. « Street Lighting Changes the Composition of Invertebrate Communities ». *Biology Letters* 8 (5): 764-67.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0216>.
- Delcourt, Paul A., et Hazel R. Delcourt. 1992. « Ecotone Dynamics in Space and Time ». In *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*, édité par Andrew J. Hansen et Francesco di Castri, 19-54. Ecological Studies. New York, NY: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2804-2_2.
- Déom, Pierre. 1991. *Le Chevreuil, la chevrette, et le petit chevrillard*. Passerage. Vol. 66. La Hulotte. Paris.
<http://www.mediathequedechantilly.fr/Default/doc/SYRACUSE/71826/le-chevreuil-la-chevrette-et-le-petit-chevrillard-michel-deom>.
- Desclée, Madeleine. 2005. « Dynamique spatiale et temporelle de chevreuils (*Capreolus capreolus* L.) du Bois de Lauzelle : capture et suivi télémétrique ». Mémoire de fin d'études, Unité d'écologie et de biogéographie, Louvain-la-Neuve.: Université Catholique de Louvain.
- Deziderio Santana, Lucas, Jamir A. Prado-Junior, José Hugo C. Ribeiro, Miriana Araújo S. Ribeiro, Kelly Marianne G. Pereira, Kelly Antunes, Fabrício Alvim Carvalho, et Eduardo van den Berg. 2021. « Edge Effects in Forest Patches Surrounded by Native Grassland Are Also Dependent on Patch Size and Shape ». *Forest Ecology and Management* 482 (février):118842.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>.
- Donovan, Therese M., Roland H. Lamberson, Allison Kimber, Frank R. Thompson, et John Faaborg. 1995. « Modeling the Effects of Habitat Fragmentation on Source and Sink Demography of Neotropical Migrant Birds ». *Conservation Biology* 9 (6): 1396-1407. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09061396.x>.
- Dormann, Carsten F., Oliver Schweiger, Isabel Augenstein, Debra Bailey, Regula Billeter, Geert De Blust, Riccardo DeFilippi, et al. 2007. « Effects of Landscape Structure and Land-Use Intensity on Similarity of Plant and Animal Communities ». *Global Ecology and Biogeography* 16 (6): 774-87.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x>.
- Fahrig, Lenore. 2003. « Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34 (1): 487-515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- . 2007. « Non-Optimal Animal Movement in Human-Altered Landscapes ». *Functional Ecology* 21 (6): 1003-15. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01326.x>.
- . 2020. « Why Do Several Small Patches Hold More Species than Few Large Patches? » Édité par David Storch. *Global Ecology and Biogeography* 29 (4): 615-28.
<https://doi.org/10.1111/geb.13059>.
- Fischer, Joern, et David B. Lindenmayer. 2007. « Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis ». *Global Ecology and Biogeography* 16 (3): 265-80. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>.
- Forman, Richard T. T., et Lauren E. Alexander. 1998. « ROADS AND THEIR MAJOR ECOLOGICAL EFFECTS ». *Annual Review of Ecology and Systematics* 29 (1): 207-31.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>.
- Forman, Richard T. T., et Michel Godron. 1981. « Patches and Structural Components for A Landscape Ecology ». *BioScience* 31 (10): 733-40. <https://doi.org/10.2307/1308780>.
- . 1986. *Landscape Ecology*. Wiley.

- Franklin, Alan B, Barry R Noon, et T Luke George. 2002. « WHAT IS HABITAT FRAGMENTATION? » *Studies in Avian Biology*, n° 25, 20-29.
- Gaggiotti, Oscar E., et Ilkka Hanski. 2004. « 14 - Mechanisms of Population Extinction ». In *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*, édité par Ilkka Hanski et Oscar E. Gaggiotti, 337-66. Burlington: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012323448-3/50016-7>.
- « Geneious Prime 2024.0.5 ». s. d. <https://www.geneious.com>.
- Gonzalez, A., J. H. Lawton, F. S. Gilbert, T. M. Blackburn, et I. Evans-Freke. 1998. « Metapopulation Dynamics, Abundance, and Distribution in a Microecosystem ». *Science* 281 (5385): 2045-47. <https://doi.org/10.1126/science.281.5385.2045>.
- Goudet, Jerome, Thibaut Jombart, Zhian N. Kamvar, Eric Archer, et Olivier Hardy. 2022. « hierfstat: Estimation and Tests of Hierarchical F-Statistics ». <https://cran.r-project.org/web/packages/hierfstat/index.html>.
- Grémaux, L. 2006. « Estimation de l'abondance des chevreuils (*Capreolus capreolus* L.) au bois de Lauzelle. » Unité d'écologie et de biogéographie, Louvain-la-Neuve.: Université Catholique de Louvain.
- Haddad, Nick M., Lars A. Brudvig, Jean Clobert, Kendi F. Davies, Andrew Gonzalez, Robert D. Holt, Thomas E. Lovejoy, et al. 2015. « Habitat Fragmentation and Its Lasting Impact on Earth's Ecosystems ». *Science Advances* 1 (2): e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>.
- Halfwerk, Wouter, Leonard J. M. Holleman, C(Kate). M. Lessells, et Hans Slabbekoorn. 2011. « Negative Impact of Traffic Noise on Avian Reproductive Success ». *Journal of Applied Ecology* 48 (1): 210-19. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x>.
- Hanski, Ilkka. 1991. « Single-Species Metapopulation Dynamics: Concepts, Models and Observations ». *Biological Journal of the Linnean Society* 42 (1-2): 17-38. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00549.x>.
- . 1998. « Metapopulation Dynamics ». *Nature* 396 (6706): 41-49. <https://doi.org/10.1038/23876>.
- Heinen-Kay, Justa L., Holly G. Noel, Craig A. Layman, et R. Brian Langerhans. 2014. « Human-caused Habitat Fragmentation Can Drive Rapid Divergence of Male Genitalia ». *Evolutionary Applications* 7 (10): 1252-67. <https://doi.org/10.1111/eva.12223>.
- Hewison, A. J. M., J. P. Vincent, et D. Reby. 1998. « Social Organisation of European Roe Deer ». In Andersen R. et al. *The European Roe Deer : The Biology of Success*. Scandinavian University Press. <https://hal.inrae.fr/hal-02842279>.
- Hoehn, M., S. D. Sarre, et K. Henle. 2007. « The Tales of Two Geckos: Does Dispersal Prevent Extinction in Recently Fragmented Populations? » *Molecular Ecology* 16 (16): 3299-3312. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03352.x>.
- Huffaker, C. 1958. « Experimental Studies on Predation: Dispersion Factors and Predator-Prey Oscillations ». *Hilgardia* 27 (14): 343-83.
- Hunt, Julia J. F. G., et Michael B. Bonsall. 2009. « The Effects of Colonization, Extinction and Competition on Co-Existence in Metacommunities ». *Journal of Animal Ecology* 78 (4): 866-79.
- Jarvis, Laurence E., Michael Hartup, et Silviu O. Petrovan. 2019. « Road Mitigation Using Tunnels and Fences Promotes Site Connectivity and Population Expansion for a Protected Amphibian ». *European Journal of Wildlife Research* 65 (2): 27. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1263-9>.
- Johannesen, Edda, Jon Aars, Harry P. Andreassen, et Rolf A. Ims. 2003. « A Demographic Analysis of Vole Population Responses to Fragmentation and Destruction of Habitat ». *Population Ecology* 45 (1): 47-58. <https://doi.org/10.1007/s10144-003-0139-7>.
- Jombart, Thibaut. 2008. « Adegnet : A R Package for the Multivariate Analysis of Genetic Markers ». *Bioinformatics* 24 (11): 1403-5. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btn129>.

- Keller, I., W. Nentwig, et C. R. Largiadèr. 2004. « Recent Habitat Fragmentation Due to Roads Can Lead to Significant Genetic Differentiation in an Abundant Flightless Ground Beetle ». *Molecular Ecology* 13 (10): 2983-94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02310.x>.
- Keller, Irene, et Carlo R. Largiadèr. 2003. « Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles ». *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270 (1513): 417-23. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2247>.
- Krauss, Jochen, Riccardo Bommarco, Moisès Guardiola, Risto K. Heikkinen, Aveliina Helm, Mikko Kuussaari, Regina Lindborg, et al. 2010. « Habitat Fragmentation Causes Immediate and Time-Delayed Biodiversity Loss at Different Trophic Levels: Immediate and Time-Delayed Biodiversity Loss ». *Ecology Letters* 13 (5): 597-605. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>.
- Kremsater, Laurie, et Fred Bunnell. 1999. « Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests ». *Forest fragmentation: wildlife and management implications*, janvier, 117-53.
- Kuussaari, Mikko, Riccardo Bommarco, Risto K. Heikkinen, Aveliina Helm, Jochen Krauss, Regina Lindborg, Erik Öckinger, et al. 2009. « Extinction Debt: A Challenge for Biodiversity Conservation ». *Trends in Ecology & Evolution* 24 (10): 564-71. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>.
- Lange, Rebecca, Walter Durka, Stephanie I. J. Holzhauer, Volkmar Wolters, et Tim Diekötter. 2010. « Differential Threshold Effects of Habitat Fragmentation on Gene Flow in Two Widespread Species of Bush Crickets: FRAGMENTATION THRESHOLDS FOR GENE FLOW ». *Molecular Ecology* 19 (22): 4936-48. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04877.x>.
- Law, B. S., et C. R. Dickman. 1998. « The Use of Habitat Mosaics by Terrestrial Vertebrate Fauna: Implications for Conservation and Management ». *Biodiversity & Conservation* 7 (3): 323-33. <https://doi.org/10.1023/A:1008877611726>.
- Laymans. 2018. « Restauration d'habitats naturels pour les espèces en danger critique d'extinction par la défragmentation de la forêt de Soignes ». *Forêt de Soignes*, 1-16.
- Lesbarrères, David, et Lenore Fahrig. 2012. « Measures to Reduce Population Fragmentation by Roads: What Has Worked and How Do We Know? ». *Trends in Ecology & Evolution* 27 (7): 374-80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>.
- Levin, Simon A. 1974. « Dispersion and Population Interactions ». *The American Naturalist* 108 (960): 207-28. <https://doi.org/10.1086/282900>.
- Levins, Richard. 1969. « Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control1 ». *Bulletin of the Entomological Society of America* 15 (3): 237-40. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>.
- Longmire, Jonathan L., Mary Maltbie, et Robert J. Baker. 1997. « Use of "Lysis Buffer" in DNA Isolation and Its Implication for Museum Collections » 163 (1997). <https://agris.fao.org/search/en/providers/122376/records/647472d3bf943c8c7982c5fb>.
- Lovejoy, T., R. Bierregaard, A. Rylands, J. Malcolm, C. E. Quintela, L. Harper, K. S. Brown, et al. 1986. « Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments ». In *Conservation Biology*, 257-85. Sunderland: Sinauer Associates Inc. <https://www.semanticscholar.org/paper/Edge-and-other-effects-of-isolation-on-Amazon-Lovejoy-Bierregaard/7a5e5fd897e6958c74eb0fa45f739fb87675bfef>.
- MacArthur, Robert H., et Edward O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Maublanc, Marie-Line, Catherine Cibien, Jean-michel Gaillard, Christian Maizeret, Eric Bideau, et Jean-Paul Vincent. 1991. « Chapitre IV. Le chevreuil ». <https://doi.org/10.3406/revec.1991.6325>.
- McClure, Christopher J. W., Heidi E. Ware, Jay Carlisle, Gregory Kaltenecker, et Jesse R. Barber. 2013. « An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the

- phantom road ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280 (1773): 20132290. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2290>.
- McGarigal, Kevin, et Samuel A. Cushman. 2002. « COMPARATIVE EVALUATION OF EXPERIMENTAL APPROACHES TO THE STUDY OF HABITAT FRAGMENTATION EFFECTS ». *Ecological Applications* 12 (2): 335-45. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2).
- Morelle, Kevin, François Lehaire, et Philippe Lejeune. 2013. « Spatio-Temporal Patterns of Wildlife-Vehicle Collisions in a Region with a High-Density Road Network ». *Nature Conservation*, n° 5. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634>.
- Morf, Nadja V., Anna M. Kopps, Alexander Nater, Bertalan Lendvay, Nina Vasiljevic, Lucy M. I. Webster, Richard G. Fautley, Rob Ogden, et Adelgunde Kratzer. 2021. « STRoe Deer: A Validated Forensic STR Profiling System for the European Roe Deer (*Capreolus Capreolus*) ». *Forensic Science International: Animals and Environments* 1 (novembre):100023. <https://doi.org/10.1016/j.fsiae.2021.100023>.
- Öckinger, Erik, Karl-Olof Bergman, Markus Franzén, Tomáš Kadlec, Jochen Krauss, Mikko Kuussaari, Juha Pöyry, Henrik G. Smith, Ingolf Steffan-Dewenter, et Riccardo Bommarco. 2012. « The Landscape Matrix Modifies the Effect of Habitat Fragmentation in Grassland Butterflies ». *Landscape Ecology* 27 (1): 121-31. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9686-z>.
- Palumbi, Stephen R. 2001. « Humans as the World's Greatest Evolutionary Force ». *Science* 293 (5536): 1786-90. <https://doi.org/10.1126/science.293.5536.1786>.
- Paradis, Emmanuel. 2010. « Pegas: An R Package for Population Genetics with an Integrated–Modular Approach ». *Bioinformatics* 26 (3): 419-20. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btp696>.
- Pedlar, John H., Lenore Fahrig, et H. Gray Merriam. 1997. « Raccoon Habitat Use at 2 Spatial Scales ». *The Journal of Wildlife Management* 61 (1): 102-12. <https://doi.org/10.2307/3802419>.
- Pereira, Henrique M., Paul W. Leadley, Vânia Proença, Rob Alkemade, Jörn P. W. Scharlemann, Juan F. Fernandez-Manjarrés, Miguel B. Araújo, et al. 2010. « Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century ». *Science* 330 (6010): 1496-1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>.
- Perleau, Orphise. 2008. « Analyse de la sélection des sites de repos par le chevreuil (*Capreolus capreolus* L.) au bois de Lauzelle ». Mémoire de fin d'études, Unité des Eaux et Forêts, Louvain-la-Neuve: Université Catholique de Louvain.
- Perrin, Antoine. 2021. « Fragmentation des habitats et interactions hôtes-parasites ».
- Pickett, S. T. A., et John N. Thompson. 1978. « Patch dynamics and the design of nature reserves ». *Biological Conservation* 13 (1): 27-37. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(78\)90016-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(78)90016-2).
- Pievani, Telmo. 2014. « The Sixth Mass Extinction: Anthropocene and the Human Impact on Biodiversity ». *Rendiconti Lincei* 25 (1): 85-93. <https://doi.org/10.1007/s12210-013-0258-9>.
- Pope, Shealagh E., Lenore Fahrig, et H. Gray Merriam. 2000. « Landscape Complementarity 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).
- QGIS Development Team. 2024. « QGIS Geographic Information System. » Open Source Geospatial Foundation Project.
- Ramón-Laca, Ana, Daniel J. White, Jason T. Weir, et Hugh A. Robertson. 2018. « Extraction of DNA from Captive-sourced Feces and Molted Feathers Provides a Novel Method for Conservation Management of New Zealand Kiwi (*Apteryx* Spp.) ». *Ecology and Evolution* 8 (6): 3119-30. <https://doi.org/10.1002/ece3.3795>.
- Rands, Michael R. W., William M. Adams, Leon Bennun, Stuart H. M. Butchart, Andrew Clements, David Coomes, Abigail Entwistle, et al. 2010. « Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010 ». *Science* 329 (5997): 1298-1303. <https://doi.org/10.1126/science.1189138>.
- Reddingius, Joannes, et P. J. den Boer. 1970. « Simulation Experiments Illustrating Stabilization of Animal Numbers by Spreading of Risk ». *Oecologia* 5 (3): 240-84. <https://doi.org/10.1007/BF00344886>.

- Revilla, Eloy, Thorsten Wiegand, Francisco Palomares, Pablo Ferreras, et Miguel Delibes. 2004. « Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation-Level Parameters. » *The American Naturalist* 164 (5): E130-53. <https://doi.org/10.1086/424767>.
- Rhodes, Olin E., Ronald K. Chesser, et Michael H. Smith. 1996. *Population Dynamics in Ecological Space and Time*. University of Chicago Press.
- Ricketts, Taylor H. 2001. « The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes ». *The American Naturalist* 158 (1): 87-99. <https://doi.org/10.1086/320863>.
- Ries, Leslie, et Thomas D. Sisk. 2004. « A PREDICTIVE MODEL OF EDGE EFFECTS ». *Ecology* 85 (11): 2917-26. <https://doi.org/10.1890/03-8021>.
- Roche Applied Science. 2006. « GS Guide to Amplicon Sequencing. » Roche Diagnostics. GmbHUSM-00022.B.
- Rytwinski, Trina, Kylie Soanes, Jochen A. G. Jaeger, Lenore Fahrig, C. Scott Findlay, Jeff Houlahan, Rodney van der Ree, et Edgar A. van der Grift. 2016. « How Effective Is Road Mitigation at Reducing Road-Kill? A Meta-Analysis ». *PLOS ONE* 11 (11): e0166941. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166941>.
- Schnock, Georges. 2000. *Chasse et nature: Connaissance, Gestion, Ethique, 2ème édition revue et actualisée*. Racine Lannoo.
- Schtickzelle, Nicolas, Gwénaëlle Mennechez, et Michel Baguette. 2006. « Dispersal Depression with Habitat Fragmentation in the Bog Fritillary Butterfly ». *Ecology* 87 (4): 1057-65. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1057:DDWHFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1057:DDWHFI]2.0.CO;2).
- Seiler, Andreas. 2000. « Ecological Effects of Roads A review » 9 (novembre).
- Selva, Nuria, Stefan Kreft, Vassiliki Kati, Martin Schluck, Bengt-Gunnar Jonsson, Barbara Mihok, Henryk Okarma, et Pierre L. Ibisch. 2011. « Roadless and Low-Traffic Areas as Conservation Targets in Europe ». *Environmental Management* 48 (5): 865-77. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9751-z>.
- Senzaki, Masayuki, Taku Kadoya, et Clinton D. Francis. 2020. « Direct and indirect effects of noise pollution alter biological communities in and near noise-exposed environments ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287 (1923): 20200176. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0176>.
- Shmida, A., et S. Ellner. 1984. « Coexistence of Plant Species with Similar Niches ». *Vegetatio* 58 (1): 29-55. <https://doi.org/10.1007/BF00044894>.
- Siemers, Björn M., et Andrea Schaub. 2010. « Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278 (1712): 1646-52. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2262>.
- Slatkin, Montgomery. 1974. « Competition and Regional Coexistence ». *Ecology* 55 (1): 128-34. <https://doi.org/10.2307/1934625>.
- Sodhi, Navjot S., et Paul R. Ehrlich. 2010. *Conservation Biology for All*. OUP Oxford.
- Soga, Masashi, Nozomi Kanno, Yuichi Yamaura, et Shinsuke Koike. 2013. « Patch Size Determines the Strength of Edge Effects on Carabid Beetle Assemblages in Urban Remnant Forests ». *Journal of Insect Conservation* 17 (2): 421-28. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9524-x>.
- Speleers, P. 2007. « Estimation du domaine vital du chevreuil (*Capreolus capreolus* L.) et analyse de la sélection de son habitat dans les bois de Lauzelle. » Mémoire de fin d'études, Unité d'écologie et de biogéographie, Louvain-la-Neuve.: Université Catholique de Louvain.
- SPW ARNE - DNF. 2018. « Évolution des populations d'ongulés sauvages ». Etat de l'environnement wallon. 2018. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorsheets/FFH_10.html.

- Sutton, Ann, Myron Sutton, et Jeannine Cyrot. 1980. *Animaux des forêts*. <https://www.livre-rare-book.com/book/25952839/1115189>.
- Tischendorf, Lutz, et Lenore Fahrig. 2000. « On the Usage and Measurement of Landscape Connectivity ». *Oikos* 90 (1): 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>.
- Turner, Monica G., et Robert H. Gardner. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York, NY: Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4>.
- Van Den Berg, Leon J.L., James.M. Bullock, Ralph T. Clarke, Rowena H.W. Langston, et Rob J. Rose. 2001. « Territory Selection by the Dartford Warbler (*Sylvia Undata*) in Dorset, England: The Role of Vegetation Type, Habitat Fragmentation and Population Size ». *Biological Conservation* 101 (2): 217-28. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00069-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00069-6).
- Wales, Bruce A. 1972. « Vegetation Analysis of North and South Edges in a Mature Oak-Hickory Forest ». *Ecological Monographs* 42 (4): 451-71. <https://doi.org/10.2307/1942167>.
- Widmer, O., L. Chastragnat, et F. Klein. 1998. « L'occupation de l'espace par le chevreuil. » *Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, n° 237, 4-13.
- Wilcove, David S., C. H. McClellan, et A. P. Dobson. 1986. « Habitat fragmentation in the temperate zone ». In *Conservation biology : the science of scarcity and diversity.*, 237-56. Sunderland, USA.
- Wilson, Maxwell C., Xiao-Yong Chen, Richard T. Corlett, Raphael K. Didham, Ping Ding, Robert D. Holt, Marcel Holyoak, et al. 2016. « Habitat Fragmentation and Biodiversity Conservation: Key Findings and Future Challenges ». *Landscape Ecology* 31 (2): 219-27. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>.

10. Annexes

Protocole S1: Extraction d'ADN

Les Eppendorf contenant le coton-tige sont d'abord passés à la centrifugeuse pour extraire tout liquide de l'écouvillon et ainsi l'enlever du tube. Pour un échantillon, 340µl du Buffer AL ainsi que 20µl de protéinase K 20ng/µl sont réchauffés jusque 56°C dans un incubateur pendant la nuit. À l'échantillon, 200µl d'éthanol 100% sont ajoutés, le tout est vortexé et centrifugé à 8000rpm pendant 2 minutes. La colonne est assemblée avec le tube collecteur et la mixture y est transférée puis passée à la centrifugeuse à 8000rpm pendant 1min. Le liquide qui a traversé la colonne est jeté et l'étape est répétée autant que nécessaire. 500µl de Buffer AW1 sont placés au sommet de la colonne et à nouveau centrifugé 1min à 8000rpm et le flux jeté. Ensuite, 500µl du Buffer AW2 sont insérés dans la colonne et centrifugés 3min à 14000rpm, le liquide est à nouveau à jeter. Le tube collecteur est remplacé par un Eppendorf de 2ml, 200µl de Buffer AE sont ajoutés sur la colonne et incubés 1min avant d'être centrifugé 1min à 8000rpm. Cette fois-ci, le liquide qui a traversé la colonne doit être gardé, il contient l'ADN extrait. Pour le conserver, l'ADN est concentré. Pour 200µl de solution, les échantillons sont mis à 45°C pendant 90min dans un évaporateur de centrifugeuse. Le résultat est repris ensuite dans 10µl d'H₂O pure et laissé quelques minutes à température ambiante. Après avoir vortexé et centrifugé quelques secondes, 1µl d'ARNase est ajouté. Il est nécessaire d'a-nouveau vortexer et centrifuger quelques secondes puis de laisser 30min à 37°C dans un incubateur. Une fois tout ce protocole fini, les échantillons peuvent être conservé à -20°C.

Pour extraire l'ADN des morceaux de chair, un échantillon de 3mm sur 3mm est découpé et baigné dans 400µl d'une solution de CTAB (10ml de Tris 1M pH8, 8ml de EDTA 0.25M, 2g de CTAB, 8.1618g de NaCl et 1g de polyvinylpyrrolidone) ainsi que 10µl de protéinase K 20ng/ml. Après avoir vortexé et centrifugé quelques secondes, l'échantillon doit être mis sur un bloc chauffant à 56°C pour la nuit ou pendant 4h. le lendemain, 800µl d'alcool isoamylique (24 :1) y sont ajoutés. Il faut secouer l'Eppendorf 15 secondes puis le centrifuger à 14000rpm pendant 5min. Le surnageant est récupéré avec une P200 et mis dans un nouvel Eppendorf. Ce processus est effectué une deuxième fois pour récupérer un maximum d'ADN. À cet Eppendorf, 375µl d'isopropanol froid sont ajoutés. Puis il est retourné 5-6 fois avant d'être centrifugé 15min à 14000rpm. Cette fois, le surnageant

est jeté et le culot est lavé avec 200µl d'éthanol 70% à froid. Après avoir été centrifugé 15min à 14000rpm, le culot est aspiré à la pompe puis séché au SpeedVac™ 5 à 10min. il est ensuite re-suspendu en ajoutant 50µl d'eau stérile. L'ADN extrait peut être conservé à -20°C.

Tableau S 1 : Détails des 12 amorces et deux loci de sexage, utilisés pour la PCR multiplex pour le chevreuil européen : nom, motif de répétition, plage de taille et concentrations d'amorces (quantités égales pour les amorces directes et inverses) (Morf et al. 2021).

Nom du locus	Motif de répétition	Séquence de l'amorce (5'-3')	Taille (pb)	Couleur fictive	Concentration de l'amorce
Capcap1	(CTAT)n	F: AGGATGGACAGGACCTTCTGA R: GATCCTCTCGCTTCTTCTACT	65-100	NED	200 nM
Capcap2	(GATA)n	F: TGGGTTCCCATTCGCTTCTC R: GTTTCATGTGCTTATTGACCATCTGT	70-125	6-FAM	200 nM
Capcap3.1	(TCTA)n	F: TGTCTTTCCTTGTCTATCTCTCTGT R: GTTTGTCAGAGAAACAGAACCCAGCAG	80-110	VIC	200 nM
Capcap5	(ATAG)n	F: ACCAGCTCTCATACAACACCC R: ACGTGGGTAAATGGTTCAAGGT	95-130	PET	400 nM
Capcap10	(GATA)n	F: GCACCTCACTGCAATGGAAAG R: GGAGTGGGAAGGTTGCTCTAG	185-230	6-FAM	200 nM
Capcap15	(CTAT)n	F: GAATGCTGTGGTGTCTCTGCTC R: GTTCTTGGCTGGATTTCTGTTAGGACA	120-135	NED	500 nM
Capcap17	(CATA)n	F: TCCATTTGGTTGGTACACGGA R: GGAAGTCCCACTAGAGGCTCT	140-155	6-FAM	200 nM
Capcap25	(TCCA)n	F: CAGATAACACGGTGGCTCTGA R: CATGGTGCCTGGTACATAGCT	155-175	VIC	400 nM
Capcap29	(AGAT)n	F: AAGCCCATGACCTGAAACCAA R: GCTTCCAGCAGGAGGGTATAT	175-210	NED	400 nM
Capcap31	(CCTA)n	F: ATTACACCACCAGCTTCCCTG R: GAGGCCCAGCATCTGAGTAAA	215-240	VIC	200 nM
Capcap35	(ATCT)n	F: ACCCAAACCAAACACCTGAA R: GTTCTCCCTCGGGATAATCAAGTATT	285-315	VIC	200 nM
Capcap36	(TATC)n	F: GGCTCAGGGCTAAGATGTGAT R: GTTTTGTGACCAGGAAGAAAGCCACA	300-350	6-FAM	300 nM
Deer_Sry	n/a	F: TCACAGACAATCGCAGCGCA R: ACCCCAGCTGCTTGCTGATCT	180	PET	400 nM
Deer_Zfx234	n/a	F: ACAGTTTCTGTGGTCTTAGGTTTCAC R: CCCCAAAGTGTAAAGTCATGGGCCAC	235	PET	700nM

Tableau S 2 : Détails du mix PCR « maison » utilisé sur les trois échantillons de chair. La colonne X1 représentant les quantités pour un échantillon et la colonne échantillons représente le volume total nécessaire pour l'expérience. Le tout multiplié par 4 pour les trois échantillons et un blanc.

PCR MIX « maison »	Concentration	X1 (µl)	Échantillons (µl)
H2O		6.975	27.9
Tampon	NA	3	12
MgCl2	25mM	1.2	4.8
dNTPs	2.5mM	1.2	4.8
Primer F		0.75	3
Primer R		0.75	3
Taq	5U/µl	0.125	0.5
Volume final MIX (µl)		14	56
Volume ADN (µl)	1ng/µl	1	1

X 4

Figure S 1 : Gel d'agarose résultant de la migration des échantillons ayant subi une PCR « maison ». Uniquement les deux échelles de poids moléculaire sont visibles. Réalisé le 05/10/2023.

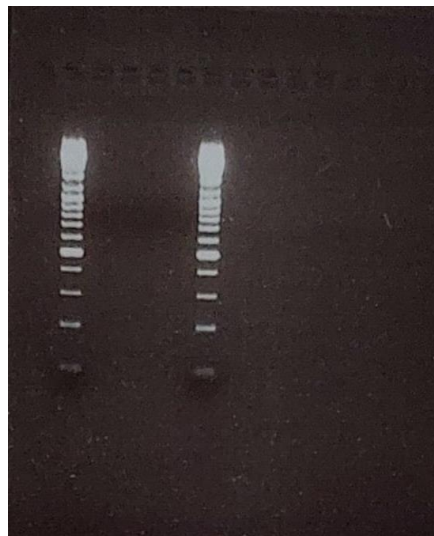


Tableau S 3: Détails du mix PCR Qiagen avec solution Q utilisé sur les trois échantillons de chair.
La colonne X1 représentant les quantités pour un échantillon et la colonne échantillons représente le volume total nécessaire pour l'expérience. Multiplié par 5 pour les trois échantillons, un blanc et un extra si besoin puis multiplié par 3 pour les trois températures.

Qiagen Multiplex PCR mix	Concentration	X1 (µl)	Échantillons (µl)
Primer mix		1	15
Qiagen PCR mix	2x	5	75
Solution Q	5x	1	15
H2O		2	30
Volume final MIX (µl)		9	135
Volume ADN (µl)	1ng/µl	1	1



Tableau S 4: Détails du mix PCR Qiagen sans solution Q utilisé sur les trois échantillons de chair.
La colonne X1 représentant les quantités pour un échantillon et la colonne échantillons représente le volume total nécessaire pour l'expérience. Multiplié par 5 pour les trois échantillons, un blanc et un extra si besoin puis multiplié par 3 pour les trois températures.

Qiagen Multiplex PCR mix	Concentration	X1 (µl)	Échantillons (µl)
Primer mix		1	15
Qiagen PCR mix	2x	5	75
H2O		3	45
Volume final MIX (µl)		9	135
Volume ADN (µl)	1ng/µl	1	1



Figure S 2: Gel de la migration des échantillons ayant subi une PCR avec le mix Qiagen, avec et sans solution Q et trois températures différentes. Les quatre échelles de poids moléculaire sont visibles ainsi que trois légères bandes dans le fond des trois derniers puits correspondant aux conditions de 60°C sans solution Q. Réalisée le 26/10/2023.



Tableau S 5: Tableau d'allèles des 14 loci pour les quatre chevreuils génétiquement analysés.
Résultats obtenus avec le programme Geneious Prime 2024.0.5.

Individus	Capcap2	Capcap17	Capcap10	Capcap36	Capcap1	Capcap15
Ch1_Q_63	97.916 106.012	148.85 161.72	215.178	325.977 330.005	90.258	143.97
Ch3_Q_63	98.405 106.006	161.695 165.622	214.029 231.293		99.164 103.419	141.093 149.319
Ch4_Q_63	93.434 105.929	149.21 161.914	203.34 235.462	329.848 338.129	88.861 100.753	137.476
Cr_Q_63					89.78 101.884	138.468 142.551
Individus	Capcap29	Capcap5	Capcap3.1	Capcap25	Capcap31	Capcap35
Ch1_Q_63	209.049 213.078	118.541	107.894 120.224	174.903 182.786	216.269 233.803	313.926
Ch3_Q_63		122.683 138.966	120.257	162.41 175.077	216.269 233.918	
Ch4_Q_63	200.975 209.468	126.765 130.833	107.931	169.352 182.802	215.934 233.815	309.859 313.916
Cr_Q_63	208.488	118.522	106.624 114.615	168.43 181.224	216.269 233.665	
Individus	Deer_Sry	Deer_Zfx234				
Ch1_Q_63		230.452 247.378				
Ch3_Q_63	178.78	247.351				
Ch4_Q_63		230.137 247.338				
Cr_Q_63	178.296	247.368				

Tableau S 6: Distance (m) de la ligne de trajectoire rectiligne reliant les deux points d'observation des individus aperçus sur différentes caméras. Et le domaine vital minimal (m²) calculé selon une surface circulaire, où le cercle a pour diamètre les lignes de trajectoire.

Individu	Distance séparant les deux points (m)	Domaine vital minimal (m ²)
Gustave	195.657	29574.210
Jean	271.565	56973.115
Chris	186.635	26909.681
Jeunot	151.397	17707.486
Hugo & Théo	251.429	48837.465
Sylvain	715.907	395945.663
Germain	784.454	475397.985

Tableau S 7: Pourcentage d'allèles partagés entre les quatre chevreuils génétiquement analysés.

Échantillons	Ch1	Ch3	Ch4	Cr
Ch1		0.0556	0	0.0714
Ch3	0.0556		0	0.0833
Ch4	0	0		0
Cr	0.0714	0.0833	0	



Résumé

L'expansion urbaine et la fragmentation des habitats qui en découle posent des défis majeurs pour la conservation de la biodiversité. La taille réduite et l'isolation accrue d'un fragment augmentent le risque d'extinction d'une population en limitant notamment la dispersion des individus et bloquant ainsi le flux de gènes.

Ce mémoire examine la population de chevreuils européens (*Capreolus capreolus* L.) du Bois de Lauzelle, une zone forestière de 198 ha à proximité de Louvain-la-Neuve encerclée de routes rapides. C'est une espèce largement répandue en Europe et réputée pour sa plasticité comportementale. L'étude cherche à définir la densité de la population et déterminer si le bois est isolé. Pour ce faire, deux indicateurs sont étudiés : la potentielle dépression de consanguinité dans la population et la dispersion des individus.

Deux approches sont utilisées. Tout d'abord, des pièges caméras ont été installés dans le bois entre février et septembre 2023, révélant ainsi une densité élevée de 27 chevreuils/km². Parmi les caméras placées hors du bois, seuls deux sites ont capté des images de chevreuils, mais ces individus n'ont jamais été revus à l'intérieur du bois. De plus, trois collisions mortelles de chevreuils avec une voiture ont eu lieu durant l'étude. Ces différentes observations soutiennent l'hypothèse que les routes environnantes constituent une barrière de dispersion.

Ensuite, un protocole d'analyse génétique rigoureux et fiable est développé en utilisant 14 loci microsatellites polymorphes, à partir d'échantillons de chair et de fèces de quatre individus. Les résultats indiquent une certaine consanguinité avec un coefficient F_{is} de 0.28 et un déficit en hétérozygotes dans les loci. Néanmoins, d'autres indicateurs, comme le nombre d'allèles partagés et le taux moyen d'homozygotie chez les individus montrent une diversité génétique encore suffisante pour maintenir la viabilité de la population à court terme.

Bien que les indices pointent vers un isolement potentiel du Bois de Lauzelle et une certaine consanguinité, la population ne semble pas immédiatement menacée d'extinction. Pour confirmer ces observations, une étude génétique à plus grande échelle est nécessaire. Parmi les futures actions de conservation envisagées, la construction d'un pont écologique entre le Bois de Lauzelle et le Bois de Villers apparaît comme une solution prometteuse qui pourrait rétablir la connectivité et faciliter la dispersion des individus améliorant ainsi la résilience de la population.

