
Inventaire de mammifères par pièges photographiques en Wallonie et optimisation des méthodes d'échantillonnage

Auteur : de Harlez de Deulin, Tristan

Promoteur(s) : Licoppe, Alain

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2022-2023

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/18067>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

INVENTAIRE DE MAMMIFÈRES PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES EN WALLONIE ET OPTIMISATION DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

TRISTAN DE HARLEZ

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

PROMOTEUR : ALAIN LICOPPE

"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech."

"Le présent document n'engage que son auteur. "

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le promoteur, membre du personnel enseignant de GxABT

INVENTAIRE DE MAMMIFÈRES PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES EN WALLONIE ET OPTIMISATION DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

TRISTAN DE HARLEZ

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

PROMOTEUR : ALAIN LICOPPE

Remerciements

Avant toute chose, je tiens à remercier chaleureusement Alain Licoppe, mon promoteur, pour son encadrement professionnel et son soutien tout au long de l'élaboration de mon travail de fin d'études. Sa disponibilité et ses conseils avisés m'ont aidé à fournir un rapport final rigoureux et de qualité.

Je remercie infiniment Quentin Watthez, employé de la cellule « Faune sauvage » du DEMNA, qui m'a accompagné tout au long de mon travail, depuis l'idée première jusqu'à la relecture finale. Son renfort sur le terrain, les nombreux échanges que nous avons eus, ses suggestions et ses encouragements m'ont été d'une grande aide.

Je tiens à remercier aussi les autres membres de la cellule qui ont participé de près ou de loin à l'installation des deux réseaux de pièges photographiques hennuyers, élément central de mon travail. Merci également aux agents DNF du cantonnement de Mons pour l'autorisation de placer les caméras dans les massifs ainsi que pour les précieuses informations communiquées.

Merci aussi à Philippe Lejeune, Simon Lhoest et Arnaud Monty, membres du jury, de me faire profiter de leur expertise lors de l'évaluation de mon travail de fin d'études. Je tiens également à remercier l'ensemble du corps professoral de la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech pour tous ses apports dans ma formation globale.

Finalement, je remercie affectueusement mes parents qui ont financé mon parcours et m'ont accompagné depuis mon entrée à l'université il y a cinq ans, et dont ce travail représente le point final. Merci à tous mes proches pour leur soutien moral et leur confiance en moi tout au long de cette dernière épreuve. Sans eux, le résultat n'aurait certainement pas été le même.

Résumé

Dans un contexte de gestion et de conservation nécessaire de la faune sauvage, l'acquisition efficace d'informations complètes quant à sa diversité, sa composition, son abondance et son comportement est essentielle. Les inventaires par pièges photographiques représentent aujourd'hui un outil parfaitement adapté pour ce type d'usage grâce à leur facilité d'installation, leur coût réduit, leur caractère non-invasif et la multitude d'indices que l'on peut en déduire. Ce travail de fin d'études vise à inventorier la faune dans 3 massifs forestiers wallons, de comparer les communautés entre elles ainsi que d'optimiser l'effort d'échantillonnage pour de futurs inventaires sur bases des données obtenues. Deux réseaux de caméras ont été installés en région atlantique au printemps 2023, complétés par les données d'un réseau en zone continentale datant du printemps 2021. A travers les 3 sites, 3613 caméras-jours d'observation ont été accumulés et 2775 observations mammifères indépendantes réalisées. Une brève étude de la relation entre le temps d'indépendance et les indices d'abondance relative (RAI) des espèces majoritaires souligne l'impact considérable du choix de ce paramètre sur les conclusions d'abondance. Celui-ci a été fixé à 15 minutes pour l'ensemble des analyses. La richesse spécifique observée varie de 7 à 10, et seules 5 espèces sont retrouvées sur les trois sites. La différence d'espèces entre les régions biogéographiques vient se marquer le plus clairement avec l'absence de trois espèces-clés en région atlantique : le chat forestier, le raton laveur et le cerf. Les courbes d'accumulation suggèrent qu'un effort de 750 caméras-jours est nécessaire pour couvrir *a minima* 90% de la diversité des espèces de mammifères. Sur base des observations de portails de recensement citoyens, on note que certaines espèces semblent présentes mais ne pas avoir été détectées au moyen des caméras. Les RAI des ongulés sont élevés dans les massifs forestiers hennuyers, et ceux-ci dominent très largement les trois communautés. Au travers de 450 simulations, une nouvelle stratégie d'inventaire a été comparée à une stratégie classique totalisant le même effort de capture. Une fois comparée au moyen d'indicateurs d'exhaustivité d'inventaire et de variabilité du RAI, l'approche semble tout à fait pertinente dans les massifs et sur la période inventoriés. Comparé à une stratégie linéaire avec une caméra et 91 jours d'effort supplémentaires, l'intérêt du nouveau scénario est plus discutable. Cette stratégie mérite d'être approfondie, testée sur d'autres indicateurs et d'autres sites afin d'évaluer sa pertinence et son intérêt pour optimiser l'effort de capture.

Mots-clés : Pièges photographiques, mammifères, courbes d'accumulation, RAI, rythmes d'activité, richesse spécifique, optimisation, stratégie d'échantillonnage

Abstract

In a context of necessary wildlife management and conservation, the efficient acquisition of comprehensive data on its diversity, composition, abundance, and behavior is essential. Photo-trap inventories are a perfectly suited tool for this purpose, thanks to their ease of installation, low cost, non-invasive nature, and the multitude of clues that can be deduced. The aim of this end-of-study project is to inventory the fauna in 3 wallon forest areas, to compare communities and to optimize the sampling effort for future inventories based on the data obtained. Two camera networks were installed in the Atlantic region in spring 2023, supplemented by data from a network in the continental zone dating from spring 2021. Across the 3 sites, 3613 camera-days of observation were accumulated, and 2775 independent mammal observations were made. A brief study of the relationship between independence time and the relative abundance indices (RAI) of the majority species highlights the considerable impact of the choice of this parameter on abundance conclusions. This was set at 15 minutes for all analyses. The observed species richness ranged from 7 to 10, and only 5 species were found at all three sites. Species differences between biogeographical regions are most clearly marked by the absence of three key species in the Atlantic region: the European wildcat, the raccoon, and the red deer. Accumulation curves suggest that an effort of 750 camera-days is required to cover at least 90% of mammalian species diversity. Based on observations of citizen census portals, we note that some species appear to be present but not detected by the cameras. Ungulate RAIs are high in the Hainaut forests, and they dominate all three communities by a wide margin. A new inventory strategy was compared with a conventional strategy involving the same capture effort through 450 simulations. When compared by means of indicators of inventory completeness and RAI variability, the approach appears to be entirely relevant in the massifs and over the period inventoried. Compared to a linear strategy with a camera and 91 days of additional effort, the interest of the new scenario is more questionable. This strategy deserves to be studied in greater depth, and tested on other indicators and other sites, in order to assess its relevance and value in optimizing the capture effort.

Keywords: Camera-traps, mammals, accumulation curves, RAI, activity rhythms, species richness, optimisation, sampling strategy

Table des matières

Remerciements.....	vi
Résumé	vii
Abstract.....	viii
Table des matières	x
Liste des figures	xii
Liste des tableaux	xiii
I. Introduction.....	2
II. Etat de l'art	4
1. Pièges photographiques	4
1.1. Historique	4
1.2. Description de l'appareillage	4
1.3. Pertinence.....	5
1.4. Objectifs multiples	5
1.5. Biais et défauts	6
2. Indépendance des évènements.....	6
2.1. Description du concept	6
2.2. Seuils retrouvés dans la littérature	7
2.3. De quoi devrait dépendre le seuil ?.....	7
3. Richesse spécifique et courbes d'accumulation	7
3.1. La richesse spécifique	7
3.2. Les courbes d'accumulation	8
4. Indicateur d'abondance relative (RAI)	9
4.1. Description et variantes.....	9
4.2. Lien entre le RAI et la densité	10
4.3. Biais	10
4.4. Conclusions	11
5. Rythmes d'activité des animaux	11
5.1. Définition et lien avec les pièges photographiques	11
5.2. Méthodologie de construction.....	12
5.3. Application.....	14
III. Matériel et méthodes.....	15
1. Contexte	15
1.1. Domaines biogéographiques en Wallonie	15
1.2. Choix des sites.....	16
1.3. Saint-Michel-Freyr.....	16
1.4. Colfontaine.....	17
1.5. Stambruges.....	18
2. Période d'étude	19
3. Plan d'échantillonnage	20
3.1. Zone d'étude ardennaise.....	20
3.2. Zones d'étude hennuyères	21

4.	Installation	22
4.1.	<i>Caméras et paramètres</i>	22
4.2.	<i>Procédure</i>	22
5.	Encodage des données	23
6.	Traitement des données	24
6.1.	<i>Analyses descriptives et métadonnées</i>	24
6.2.	<i>Indépendance des observations</i>	25
6.3.	<i>Résultats d'inventaire spécifique</i>	25
7.	Scénarios d'optimisation de l'échantillonnage	27
7.1.	<i>Présentation des stratégies</i>	27
7.2.	<i>Indicateurs de performance</i>	27
7.3.	<i>Précisions supplémentaires</i>	28
IV.	Résultats	30
1.	Analyses descriptives et métadonnées	30
2.	Indépendance des observations.....	30
3.	Résultats d'inventaire spécifique.....	31
3.1.	<i>Richesse spécifique, composition et abondance</i>	31
3.2.	<i>Comparaison avec les données des portails de sciences citoyennes</i>	33
3.3.	<i>Courbes d'accumulation</i>	33
3.4.	<i>Rythmes d'activité</i>	35
4.	Optimisation de l'échantillonnage par déplacement	36
4.1.	<i>Saint-Michel-Freyr</i>	36
4.2.	<i>Colfontaine</i>	37
4.3.	<i>Stambruges</i>	38
4.4.	<i>Généralisations</i>	39
V.	Discussion	40
1.	Indépendance des observations.....	40
1.1.	<i>Conclusions</i>	40
1.2.	<i>Limites et perspectives</i>	40
2.	Résultats d'inventaire spécifique.....	40
2.1.	<i>Richesse spécifique, composition et abondance</i>	40
2.2.	<i>Comparaison aux données des portails de sciences citoyennes</i>	41
2.3.	<i>Courbes d'accumulation</i>	42
2.4.	<i>Rythmes d'activité</i>	42
2.5.	<i>Limites et perspectives</i>	43
3.	Scénarios d'optimisation de l'échantillonnage	43
3.1.	<i>Conclusions</i>	43
3.2.	<i>Limites et perspectives</i>	44
VI.	Description de la contribution personnelle de l'étudiant	46
VII.	Conclusions	47
	Bibliographie	51

Liste des figures

Figure 1 : Relation entre le seuil d'indépendance et la proportion d'apparitions d'espèces par rapport au nombre total de photographies (Yasuda, 2004).....	7
Figure 2 : Distinction entre les courbes d'accumulation et de raréfaction (Gotelli & Colwell, 2001).....	8
Figure 3 : Régions biogéographiques en Wallonie (SPW Environnement et al., 2021)	15
Figure 4 : Contour de la forêt de Saint-Michel-Freyr (biodiversite.wallonie.be)	17
Figures 5 et 6 : Contour et localisation du bois de Colfontaine et de la forêt de Stamburges	18
Figure 7 : Réseau de pièges photographiques installé dans la forêt de Saint-Michel-Freyr par Simon Tossens (Tossens, 2020).....	21
Figures 8 et 9 : Réseaux de pièges photographiques installés dans le bois de Colfontaine et en forêt indivisée de Stamburges.....	22
Figures 10 et 11 : Aperçu de l'interface d'annotation de la plateforme Agouti	23
Figure 12 : Représentations schématiques de la stratégie de référence et de 2 stratégies simulées...	29
Figure 13 : RAI normalisé des 3 espèces les plus fréquemment observées par site en fonction du temps d'indépendance des observations considéré	30
Figure 14 : Espèces observées à travers les différents sites..	31
Figures 15 et 16 : Comparaison de la composition en espèces observée avec les observations par pièges photographiques et les recensements issus des portails de sciences citoyennes	33
Figure 17 : Richesse spécifique observée en mammifères sauvages en fonction de l'effort d'échantillonnage sur les massifs	34
Figure 18 : Richesse spécifique observée en mammifères sauvages en fonction de l'effort d'échantillonnage. Les courbes sont restreintes aux 5 espèces communes	34
Figures 19 et 20 : Répartition des observations des 2 espèces majoritairement observées sur les 3 sites en fonction des heures de la journée.....	35
Figure 21 : Etendue des valeurs des 4 indicateurs à travers les simulations pour chacun des 3 différents scénarios d'échantillonnage testés avec les données de Saint-Michel-Freyr.....	36
Figure 22 : Etendue des valeurs des 4 indicateurs à travers les simulations pour chacun des 3 différents scénarios d'échantillonnage testés avec les données de Colfontaine	37
Figure 23 : Etendue des valeurs des 4 indicateurs à travers les simulations pour chacun des 3 différents scénarios d'échantillonnage testés avec les données de Stamburges.	38

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des différents scénarios testés	27
Tableau 2 : Nombre d'observations retrouvées dans chaque site.....	30
Tableau 3 : Nombre d'observations indépendantes (#), RAI et PAO par site et par espèce sur la période d'intérêt, dans l'ordre décroissant des fréquences d'observations.....	32

I. Introduction

A l'échelle planétaire, les mammifères sauvages sont en mauvaise posture. Sur plus de six milliers d'espèces, plus d'une sur quatre est menacée d'extinction (IUCN, 2020). Les trois principales menaces qui pèsent sur elles sont la destruction de leur habitat (qu'elle soit due au changement climatique ou directement causée par l'humain), le braconnage (principalement en Asie et en Afrique) et la diffusion d'espèces exotiques envahissantes (Harfoot et al., 2021). En Région Wallonne, les mammifères sauvages non-volants représentent un groupe d'une cinquantaine d'espèces (Libois, 2006). Très diversifiés, ils remplissent une myriade de fonctions écologiques et ont un rôle déterminant dans l'écosystème (Libois, 2006). Pour mieux comprendre leur dynamique, les populations de 17 espèces sont suivies en Wallonie, dont 15 sont protégées ou concernées par la Convention de Berne (SPW et al., 2017). Toutefois, l'aménagement du territoire wallon est tel qu'une large diversité de fonctions sont assumées au même endroit et que la faune peut être tant désirée et appréciée en un lieu que destructive et nocive ailleurs. Les populations d'ongulés sauvages (cerfs, chevreuils et sangliers) forment un bon exemple de cette gestion complexe. D'un côté, elles forment un élément caractéristique et essentiel de la faune présente dans les milieux forestiers : leur rôle est crucial pour maintenir l'équilibre de l'écosystème, notamment en influençant la dispersion des graines et en contribuant à la conservation des espaces ouverts. Parallèlement, ces animaux apportent des avantages économiques et sociaux importants en soutenant des activités comme la chasse et le tourisme (SPW Environnement et al., 2021). D'un autre côté, leur surdensité est reconnue depuis plusieurs décennies et constitue une source de problèmes tant environnementaux qu'économiques dans les milieux forestier et agricole (dégâts à l'agriculture, impacts sur la régénération forestière, impact sur la biodiversité...) (SPW et al., 2017).

Ce contexte souligne l'importance de mesures approfondies et adaptées visant la gestion et la conservation de la faune. Celles-ci ne peuvent être mises en place qu'en ayant une compréhension globale de la situation et du fonctionnement des espèces qui composent l'écosystème.

Le présent travail a été réalisé au sein de la cellule « Faune sauvage » du *Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole* (DEMNA), département du Service Public de Wallonie. La mission générale de la cellule est de suivre les populations de mammifères sauvages en relation avec leur habitat. Pour ce faire, les espèces wallonnes gérées ou potentiellement conflictuelles sont suivies au moyen de techniques d'inventaires, d'indicateurs de suivi de population, de suivis sanitaires et génétiques, etc. Certains projets font l'usage de pièges photographiques, méthode d'inventaire de plus en plus démocratisée. Multi-espèce, facile à mettre en place et non-invasif, ce type de piège est en effet un outil de prédilection pour les inventaires de faunes sauvages.

Ce travail de fin d'études s'inscrit dans ce contexte large. L'objectif est triple :

- L'inventaire en mammifères sauvages de deux massifs forestiers en région atlantique pour lesquels peu de données existent, au moyen de réseaux de pièges photographiques avec une densité élevée d'appareils ;
- La comparaison de ces communautés de mammifères entre elles, ainsi qu'avec celle d'un autre massif de la région continentale ;

- L'optimisation d'inventaires futurs sur base de cet échantillon à haute résolution, afin de réduire l'effort de capture en limitant les pertes de qualité d'information.

Pour mener à bien cette recherche, les données de deux réseaux de pièges photographiques installés à cet effet dans des massifs forestiers hennuyers entre avril et juin 2023 ont été analysées. Ces données ont été complétées par celles provenant d'un réseau situé dans un massif ardennais à la même période de l'année 2021. Les données d'observations ont été traitées pour obtenir des résultats d'inventaire et comparer la composition en espèces avec d'autres données externes. La dynamique et l'avancement de l'échantillonnage a été analysés au travers de courbes d'accumulations. Enfin, une stratégie d'inventaire fictive avec déplacement des caméras a été simulée à partir des données récoltées, afin d'évaluer sa performance et sa pertinence.

La présente introduction est suivie d'un état de l'art de la bibliographie afin d'identifier les outils et les connaissances dans le domaine. Le matériel et les méthodes utilisées sont détaillés dans la partie subséquente, avant une présentation et une description objective des résultats obtenus. Une partie discussion précède enfin les conclusions et perspectives, complétée de quelques annexes.

II. Etat de l'art

1. Pièges photographiques

1.1. Historique

Pour introduire et mieux comprendre la pertinence des pièges photographiques (ou *camera traps* en anglais) dans le contexte de gestion de la faune, il est judicieux de s'attarder brièvement sur leur histoire et leur origine.

La trace la plus ancienne retrouvée du premier appareillage de détection et de photographie automatique installé pour la faune sauvage date de 1890 et aurait été initiée par George Shiras. Celui-ci fonctionnait au moyen d'un système de photographie avec un flash de poudre de magnésium déclenché par le mouvement d'un câble métallique. Le premier usage scientifique a été réalisé par la suite en 1927 par Franck M. Chapman dans « *Census of the living* ». Le matériel et les techniques ont ensuite été continuellement améliorés au fil des années. C'est en 1984 qu'une première identification des individus et des estimations de densités ont été réalisées au moyen d'un procédé similaire. L'utilisation de capteurs infrarouges a fait sa première apparition en 1991 avec Carthew & Slater (Kucera & Barrett, 2011). C'est dans ce contexte que des études scientifiques rigoureuses ont pour la première fois fait appel à la technique de photographies automatiquement déclenchées. Celles-ci se sont multipliées au fil des années et les pièges photographiques sont aujourd'hui devenus incontournables dans les inventaires et les études de faune sauvage.

L'utilisation du numérique offre désormais la possibilité de traiter aisément des quantités importantes de données issues de telles études. Une diversité de logiciels et d'outils existent pour faciliter cette gestion ainsi que l'identification des espèces : on peut citer à titre d'exemple *Microsoft Access*, divers packages basés sur le langage de programmation R, *CameraBase*, *Agouti* et *Timelapse*. De nombreuses perspectives au développement des pièges photographiques s'ouvrent également aujourd'hui, notamment via leur combinaison avec des détecteurs acoustiques (e.g. Dobbins et al., 2020). Bien que l'utilisation des *camera traps* était au début principalement centrée autour des vertébrés terrestres, elle se développe maintenant à des catégories d'espèces comme les espèces arborées (e.g. Bowler et al., 2017) ou les micromammifères.

L'utilisation d'intelligences artificielles (IA) pour la reconnaissance des espèces et le traitement des données forme également une étape notable et déjà bien franchie. Ces IA font usage de *Deep-* et de *Machine-Learning* en entraînant les modèles sur de larges quantités de données (Lhoest & Fonteyn, 2022). Certains de ces modèles approchent aujourd'hui 95 % d'exactitude, résultat équivalent à une reconnaissance par des experts (Whytock et al., 2020).

1.2. Description de l'appareillage

En somme, un piège photographique est composé d'une caméra capturant des photos ou des vidéos dans une boîte protectrice, déclenchée lors du passage d'un animal dans la zone de détection (Apps & McNutt, 2018). Aujourd'hui, le déclenchement s'opère au moyen d'un capteur infrarouge passif (PIR). Ce dernier envoie un signal électrique à l'appareil lorsqu'un animal (ou un objet) avec une température de surface différente de l'environnement passe dans sa zone de détection. L'objectif est souvent complété par une lampe flash LED infrarouge pour permettre de capturer des images

nocturnes. Certains modèles récents proposent aussi des systèmes d'appâts acoustiques. L'utilisation d'appâts dans le cadre de recherches scientifiques rigoureuses, qu'ils soient acoustiques ou alimentaires, est toutefois fort controversée (Yasuda, 2004). Bien qu'elle ait tendance à réduire nettement le temps d'échantillonnage pour un inventaire de diversité, elle introduit de nombreux biais : les résultats sont fonction de l'appétence de l'appât, de la disponibilité en autres ressources, de la consommation par d'autres espèces...

1.3. Pertinence

Les pièges photographiques offrent de nombreux avantages qui les rendent aujourd'hui indispensables dans les études de faune. Par comparaison à d'autres méthodologies, un des atouts majeurs est leur caractère non-invasif, les appareils n'envahissant aucunement l'environnement d'étude. Leur faible coût et leur facilité de mise en place représentent aussi un avantage de taille. Comme l'affirment Bhatt et al. (2022) dans un contexte tropical : « *les camera traps semblent a priori un des meilleurs rapports coûts-bénéfices en termes de moyens humains et financiers* ».

L'outil permet de plus d'inventorier des surfaces très larges et des milieux habituellement difficiles d'accès, le tout 24 heures sur 24 et sur des périodes potentiellement longues. Pour quantifier cet effort d'échantillonnage, l'unité la plus souvent utilisée est le nombre de caméras-jours, c'est-à-dire la somme du nombre de jours opérationnels de chacune des caméras sur le terrain (Carbone et al., 2001; O'Brien et al., 2003). Placer une douzaine d'appareils pendant 3 mois permet ainsi d'obtenir aisément des données couvrant un millier de caméras-jours, effort équivalent à un millier de jours d'observations directes sur le terrain.

Un autre avantage notoire réside dans le fait que les données obtenues au travers de pièges photographiques sont souvent multi-espèces et permettent d'observer des animaux rares et cryptiques. De nombreuses informations sont exploitables sans reconnaissance individuelle. En outre, de tels inventaires sont plus faciles à standardiser : des protocoles uniformes d'installation existent comme celui élaboré par le TEAM network (Wildlife Insights, 2023). Outil largement développé, il existe aujourd'hui une myriade de conseils, d'études, de livres et de chercheurs spécialisés dans le domaine des pièges photographiques.

Des études comparatives (e.g. Silveira et al., 2003) ont d'ailleurs prouvé l'efficacité de la méthode par rapport à d'autres plus traditionnelles, et ce dans une diversité de contextes et d'objectifs.

1.4. Objectifs multiples

Les études par pièges photographiques offrent la possibilité de retirer de nombreuses informations au travers de nombreux indicateurs différents. Premièrement, la diversité (ou richesse spécifique) est aisément extractible du jeu de données.

Deuxièmement, l'abondance et la composition en espèces peuvent être obtenues par divers moyens. Des informations simples de présence-absence en forment un et sont considérés d'ailleurs par Jennelle et al. (2002) comme le meilleur usage possible des pièges photographiques lorsque les individus ne peuvent être reconnus. L'abondance et la composition peuvent également être obtenues avec des probabilités de détection, représentées par exemple par l'indice d'occupation naïve (PAO, *Proportion of area occupied*; MacKenzie et al., 2002). Cet indicateur spécifique est le ratio entre le nombre de points où l'espèce a été détectée et le nombre total de points inventoriés. Des modèles d'occupation complets et rigoureux ont été proposés par MacKenzie (2006) pour exprimer l'abondance.

Troisièmement, des densités et des estimations de taille de populations peuvent également être obtenues au travers d'inventaires par pièges photographiques. Pour cela, on peut faire appel à des

proxies d'abondance comme l'indice d'abondance relative (RAI, cf. *infra*). De nombreux modèles statistiques d'estimation de densités relatives existent également : le *Random Encounter Model* (REM ; Rowcliffe et al., 2008), les *Time To Event model* et *Space to Event model* (TTE et STE ; Moeller et al., 2018) et le *Distance sampling* (Howe et al., 2017). Bon nombre d'entre eux nécessitent un calcul de la distance et de l'angle d'observation des individus, déterminés au moyen d'un calibrage pré- ou post-inventaire. On peut également citer la méthode *Capture-Recapture*, qui nécessite la reconnaissance individuelle. Sa fiabilité et son utilité ont été démontrées tant théoriquement que sur le terrain et à de nombreuses reprises (Jennelle et al., 2002).

En outre, des pièges photographiques permettent d'obtenir des informations d'écologie et de biologie des espèces, comme les comportements de prédation ou de dispersion, les cooccurrences, l'aire de distribution, les rythmes d'activité (cf. *infra*), etc.

1.5. Biais et défauts

Comme toute méthodologie d'acquisition de données, les pièges photographiques ne sont pas exempts de biais, de travers et de certaines problématiques inhérents à leur fonctionnement. Bon nombre d'entre eux sont détaillés plus loin dans le contexte des mesures d'abondance. Déjà, les probabilités de détection sont fonction de nombreux facteurs indésirables comme l'environnement d'échantillonnage, l'attractivité du lieu pour la faune, la vitesse et le comportement de l'animal, le temps de détection, la sensibilité du capteur etc. (Sollmann et al., 2013). Cette sensibilité est elle-même variable car souvent inégale aux déplacements tangentiels et diagonaux (Apps & McNutt, 2018) et plus faible aux bords de la zone de détection. Les appareils peuvent en plus être victimes de dysfonctionnements ou d'incidents et il arrive que les images résultantes soient inondées de faux-positifs, conséquences de mouvements de la végétation ou de rayons de soleils directs.

C'est ici qu'il est juste de se rendre compte de la pertinence de l'outil mais également de ses limites, qui peuvent être comblées ou minimisées en le complétant avec d'autres méthodes comme les transects linéaires, le comptage direct ou indirect, les colliers GPS...

2. Indépendance des évènements

2.1. Description du concept

Par définition, un piège photographique capture une ou plusieurs image(s) lors de chaque détection, en considérant ou non un temps d'inactivité après chaque prise. Il est donc inévitablement loin d'être exclu qu'un même individu soit photographié à plusieurs reprises. C'est ici que la problématique d'indépendance se pose, lorsqu'on ne sait distinguer si deux images distinctes représentent ou non le même individu (Sollmann, 2018).

Compte tenu de ce problème potentiel, on se rend compte que considérer toutes les images comme indépendantes les unes des autres peut rapidement fausser les densités d'observations et les estimations d'abondance qui y sont liées. Un moyen d'éviter ce désagrément est de considérer un seuil temporel qui, une fois dépassé, définit deux images comme indépendantes l'une de l'autre.

La détermination de ce seuil d'indépendance ou, plus simplement, "temps d'indépendance" forme un point central dans l'analyse de données de camera traps (Beirne, 2022) car il a beaucoup d'influence sur les conclusions tirées. Un temps trop court laisserait trop de place à la possibilité de l'auto-dépendance entre deux images, rendant fausse l'interprétation de ces données, là où un temps

trop long masquerait une quantité importante et précieuse d'apparitions d'espèces dans le jeu de données (Yasuda, 2004).

2.2. Seuils retrouvés dans la littérature

Comme l'a observé Sollmann (2018), de nombreux temps d'indépendance différents sont utilisés dans la littérature. Certains auteurs font le choix de considérer un temps d'une minute (e.g. Kays & Parsons, 2014; Otani, 2002). Le choix de 30 minutes reste le plus souvent utilisé, qu'il soit justifié par une comparaison de la littérature et une analyse des temps d'intervalles de ses images (Yasuda, 2004) ou non (e.g. Ferretti et al., 2023; O'Brien et al., 2003). D'autres auteurs vont jusqu'à considérer deux événements éloignés d'un seuil inférieur à 60 minutes comme dépendants (e.g. Bahaa-el-din et al., 2016; Bowler et al., 2017; Tobler et al., 2008), voire même un jour (e.g. Ferreguetti et al., 2015).

La préférence des auteurs pour certains seuils s'explique souvent simplement par facilité et par habitude (Beirne, 2022). Le choix est tantôt arbitraire et subjectif, tantôt basé sur les meilleures connaissances à propos de l'espèce étudiée (Sollmann, 2018), tantôt basé sur des études approfondies du jeu de données en question. Yasuda (2004) a ainsi étudié la relation entre le temps d'indépendance et la proportion d'apparition de l'espèce par rapport au nombre total de photographies de cette espèce (cf. figure 1). Il a ensuite déterminé le temps d'indépendance adapté en examinant la pente de cette courbe. Il a également observé la variation du taux de rencontre (nombre d'apparitions de l'espèce divisé par l'effort d'échantillonnage en caméras-jours) pour des temps d'indépendance variables. Kays & Parsons (2014) ont de leur côté évalué la corrélation temporelle des détections pour chaque combinaison espèce-caméra pour déterminer empiriquement le temps d'indépendance adapté, fixé de cette manière à 1 minute.

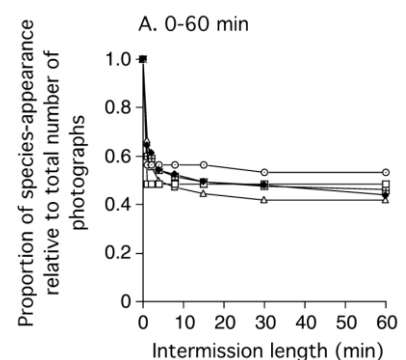


Figure 1 : Relation entre le seuil d'indépendance et la proportion d'apparitions d'espèces par rapport au nombre total de photographies, pour les cinq espèces principales (Yasuda, 2004 [p42, Figure 4A])

2.3. De quoi devrait dépendre le seuil ?

Un temps d'indépendance justement déterminé doit prendre en compte de nombreux facteurs. D'un côté, des facteurs propres à l'étude doivent être considérés, comme les conditions spatio-temporelles, le plan d'échantillonnage et les objectifs (Yasuda, 2004). De l'autre, des facteurs propres aux espèces étudiées doivent être envisagés, comme leur rythme d'activité et les patterns de déplacement (Sollmann, 2018).

3. Richesse spécifique et courbes d'accumulation

3.1. La richesse spécifique

La diversité forme souvent un indicateur de première ligne lors de l'étude de communautés et d'écosystèmes : une diversité élevée représente, dans la majorité des cas, un écosystème en bonne santé. Il existe une étendue d'indicateurs de diversité. Le plus fondamental reste la richesse spécifique,

à savoir le nombre d'espèces différentes présentes dans l'échantillon. Il s'agit d'un nombre clair et parlant, facilement interprétable et comparable.

Les pièges photographiques, en collectant des données multi-espèces, constituent un outil idéal pour estimer la richesse spécifique (Sollmann, 2018). Il est toutefois essentiel de ne pas oublier que même un effort d'échantillonnage très important peut toujours manquer des espèces : la non observation d'une espèce ne peut donc certainement pas être liée directement à son absence sur le site (Tobler et al., 2008). Les courbes d'accumulation forment un outil analytique de prédilection pour pallier le problème de détection imparfaite, en particulier dans les études par pièges photographiques (Sollmann, 2018).

3.2. Les courbes d'accumulation

Une courbe d'accumulation d'espèces représente la richesse spécifique inventoriée cumulée en ordonnée et l'effort d'échantillonnage en abscisse (Sollmann, 2018). Elle peut se construire aisément au départ d'une matrice de présence-absence, chaque échantillon faisant ou non augmenter la diversité inventoriée totale.

Cette courbe croit rapidement d'abord, puis de plus en plus lentement lors de l'ajout d'échantillons n'ayant pas rencontré de nouvelles espèces. Elle atteint ensuite une asymptote correspondant à la diversité totale, du moins dans le cas d'un inventaire dont la portée spatiale est bien définie (Gotelli & Colwell, 2001). Cette approche graphique permet d'évaluer la complétude d'un inventaire ainsi que l'effort à fournir pour atteindre une exhaustivité définie. Elle permet également de tirer certaines conclusions quant à la structure de la communauté, une pente élevée au démarrage signifiant par exemple une proportion importante d'espèces abondantes (Rovero et al., 2010).

Les courbes d'accumulation ont pour fonction de classer de manière unique les échantillons au fur et à mesure qu'ils sont regroupés, ce qui se traduit par une forme en dents de scie. En opposition, les courbes de raréfaction représentent les résultats d'un rééchantillonnage répété de tous les échantillons regroupés (cf. Figure 2). Ces dernières sont lissées et offrent une estimation statistique de l'évolution attendue des courbes d'accumulation correspondantes. Cette approche permet d'approfondir la compréhension de la diversité biologique en évaluant comment la taille des échantillons impacte la capture de la diversité des espèces (Gotelli & Colwell, 2001).

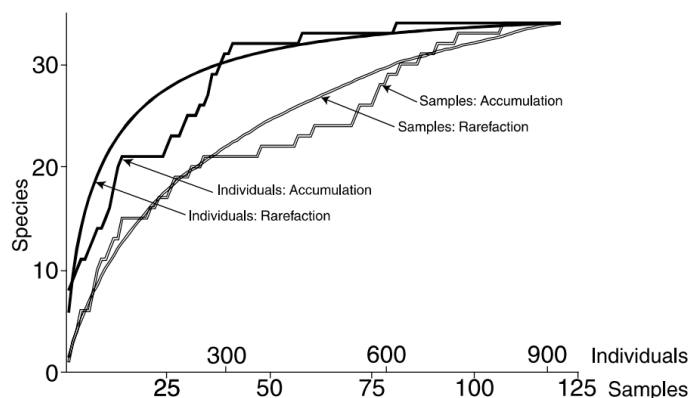


Figure 2 : Distinction entre les courbes d'accumulation et les courbes de raréfaction (Gotelli & Colwell, 2001 [p1, Figure 1]). (NB : les auteurs font également la distinction entre les courbes « individus » et les courbes « échantillon », non développée ici)

La courbe d'accumulation représente un tirage unique des échantillons : son intérêt – une fois comparé à la courbe de raréfaction – est moindre, cette dernière représentant une version standardisée de l'effort d'échantillonnage. Le terme de courbe d'accumulation est fréquemment utilisé pour décrire les courbes de raréfaction, celles-ci étant bien plus utilisées et plus facilement interprétables. Il en sera de même ici.

4. Indicateur d'abondance relative (RAI)

4.1. Description et variantes

Comme discuté dans l'introduction, les estimations d'abondance de la faune sont essentielles dans de multiples contextes de gestion, depuis l'exploitation d'une espèce jusqu'à sa conservation. L'indicateur d'abondance relative, taux de détection moyen ou encore RAI (*Relative Abundance Index*; O'Brien et al., 2003) forme l'un deux et repose sur l'analyse de taux de capture comme proxy d'abondance. Il s'agit, comme son nom l'indique, d'un indicateur relatif qui ne nécessite ni reconnaissance des individus, ni mesures de calibration sur le terrain au préalable, ni méthodes statistiques complexes. Il est aisé à calculer, intuitif à comprendre (Palmer et al., 2018), facile à appliquer et à standardiser. Bien qu'il en existe plusieurs variantes, le RAI est souvent considéré comme le nombre de détections indépendantes divisé par l'effort de capture en caméras-jours (Ferretti et al., 2023) et se calcule comme suit :

$$RAI = \frac{\text{Nombre d'évènements de détection indépendants d'une espèce}}{\text{Nombre total de jours d'inventaire par CT}} \quad (\text{O'Brien et al., 2003}).$$

Il s'agit de la version la plus fréquente dans la littérature et la plus largement utilisée. Elle émet l'hypothèse implicite que les détections sont constantes à travers l'espace, le temps et les espèces (Lhoest & Fonteyn, 2022).

Des versions alternatives de ce proxy d'abondance existent. Lijun et al. (2019) en présentent quatre. A titre d'exemples, l'un se calcule en sommant le nombre d'images de l'espèce cible divisé par le nombre total d'images, un autre en sommant le nombre d'images de l'espèce cible prises tous les 100 jours.

L'importance de prendre en compte le nombre d'individus observés sur les images dans le calcul du RAI comme proxy d'abondance est discuté dans Ferretti et al. (2023). Les auteurs proposent de ce fait une version $RAI_{\text{individus}}$, en opposition à ce qu'ils nomment $RAI_{\text{évènements}}$, qui serait donc le ratio de la somme du nombre d'individus ainsi comptés et du nombre de caméras-jours opérationnels. Ils justifient le bien-fondé de leur indice en le comparant à d'autres types de mesures de densité. L'idée est d'ailleurs soutenue par Palmer et al. (2018) qui recommandent, dans les indices, la prise en compte du nombre d'individus dans chaque détection. Bien que les tests sur le terrain soient encore peu nombreux, les auteurs affirment que cela éviterait des biais de sous-estimation des indices lors de la comparaison inter-espèces.

4.2. Lien entre le RAI et la densité

Intuitivement, on comprend que le RAI est supposé être *a minima* corrélé linéairement à l'abondance de l'espèce (Palmer et al., 2018), le nombre d'évènements de détection d'une espèce étant lié à sa densité. Des études ont confirmé la relation de l'indice avec la densité et suggèrent ainsi que ces indices sont adaptés pour la gestion de populations et de communautés de certaines espèces comme les grands herbivores (Carbone et al., 2001; O'Brien et al., 2003; J. M. Rowcliffe et al., 2008; Tobler et al., 2008).

Selon Sollmann et al. (2013), bien que la comparaison du RAI au sein d'une même espèce à travers le temps ou l'espace soit quelque chose de commun, de tels indices non calibrés amènent forcément à des conclusions faussées. Il reste en effet inévitable que le RAI soit sensible aux caractéristiques propres des espèces, aux taux de détection variables et aux facteurs environnementaux. Ils appuient leur propos en affirmant que des études comme celles de Matthews et al. (2011) et Sargeant et al. (2003) ont démontré une corrélation négative entre les taux de rencontre des espèces et la densité de population. Pour répondre à cette variabilité de certaines conditions d'études, de nombreux auteurs recommandent l'utilisation d'une méthode de référence exécutée dans des conditions identiques dans une perspective de calibration (Lijun et al., 2019; O'Brien et al., 2003). Malgré tout, cet indice serait fortement biaisé, des changements dans les valeurs de RAI ne seraient pas corrélés à des véritables changements d'abondances mais bien à des différences de probabilités de capture et de rencontre (Palmer, 2018).

La question de savoir si le RAI peut caractériser avec précision les densités et les abondances de populations sauvages est donc très largement controversée, de nombreux autres papiers en établissent d'ailleurs des critiques très sévères (*e.g.* Jennelle et al., 2002; Sollmann, 2018).

4.3. Biais

L'écologie des espèces va en effet impacter les probabilités de rencontre avec les caméras, et donc les indices d'abondance qui y sont liés. La taille du domaine vital représente un premier exemple de facteur d'influence. En effet, un individu ou une espèce avec un domaine vital plus large aura tendance à rencontrer plus de caméras, impactant ainsi positivement son RAI (Sollmann et al., 2013). Le domaine vital représente de plus une variable intra-espèce, étant donné qu'il change au sein même de l'aire de distribution pour de nombreuses espèces (Mcloughlin et al., 2000). Plus tangiblement, au vu du fonctionnement d'une caméra, la taille corporelle des individus va également jouer un rôle crucial dans leur probabilité de détection (J. Rowcliffe et al., 2011; Tobler et al., 2008), ce qui se répercutera sur les taux de capture. De multiples autres exemples liés à l'écologie des espèces interviennent dans les taux de capture, tels que les comportements grégaires (Treves et al., 2010), la vitesse de déplacement des individus, la distance parcourue quotidiennement ou la tendance à éviter délibérément les caméras.

Au-delà des considérations écologiques, on peut mentionner les facteurs environnementaux, les saisons et les conditions météorologiques qui impactent les comportements des espèces et, par conséquent, leur probabilité d'être détectées. Les caractéristiques techniques des dispositifs utilisés influencent inévitablement les capacités de détection également (Kelly & Holub, 2008). Sollmann (2013) souligne aussi que des variations dans les plans d'échantillonnage peuvent altérer les RAI, de

sorte que les résultats de deux études menées dans un même contexte spatio-temporel peuvent présenter des divergences.

Les nombreux facteurs précités jouent également des rôles qui vont tous de pair et s'influencent mutuellement, assurant une propagation et une multiplication des erreurs rencontrées. Ainsi, une faible différence dans les taux de détection peut faire varier largement les tendances des populations observées (Sollmann et al., 2013).

4.4. Conclusions

Si la reconnaissance de l'individu est possible, il est recommandé de privilégier les méthodes comme le *Capture-Recapture* pour des estimations précises et fiables des populations (Carbone et al., 2001). Des méthodes plus récentes d'estimation des populations existent également et deviennent monnaie courante (cf. *supra*), nécessitant le plus souvent des mesures de calibration préalables afin d'évaluer des données telles que l'angle de détection et la distance à l'objectif pour chaque observation.

Au vu de la variabilité et de la marge d'erreur importante de proxies liée au taux de détection variable d'une espèce, même échantillonnée de manière similaire (Carbone et al., 2002; Sollmann et al., 2013), ces conclusions amènent à limiter le plus possible la comparaison des RAI inter-espèces et inter-saisons pour tirer des résultats fiables. Calibrer l'indice avec d'autres méthodes d'évaluation de l'abondance et d'estimation de la densité (Carbone et al., 2001) reste une option envisageable. Même sans garantir une précision sans faille, cet indice peut quoi qu'il en soit rester bénéfique pour des actions de conservation et de gestion diverses (Carbone et al., 2002).

5. Rythmes d'activité des animaux

5.1. Définition et lien avec les pièges photographiques

Il est admis que de nombreux animaux suivent des rythmes d'activités comportementaux cycliques quotidiens, influencés par leur rythme circadien endogène. Comprendre ces rythmes, c'est comprendre comment les espèces répartissent leur activité au travers de la journée et quelle proportion de temps elles passent en mouvement. Une étude approfondie offre des informations clés sur leur éthologie et leur écologie. Elle aide à mieux comprendre des aspects tels que les rythmes biologiques, leur lien avec des contraintes environnementales ou anthropiques, les cooccurrences, l'effort de recherche de nourriture, etc. Ces informations permettent ainsi de développer une gestion temporelle au-delà d'une gestion spatiale. Néanmoins, celle-ci a toujours été difficile car peu de moyens permettaient jusqu'ici de quantifier l'activité des espèces sauvages de manière non-invasive, uniforme et peu onéreuse (J. M. Rowcliffe et al., 2014).

L'utilisation de pièges photographiques pour l'analyse de rythmes d'activité se révèle très bien adaptée. Comparés à des méthodes comme l'observation directe ou le marquage, les pièges photographiques offrent une précision souvent bien supérieure, une main d'œuvre et des coûts considérablement réduits et surtout des résultats obtenus en conditions naturelles et de manière non-invasive (Ridout & Linkie, 2009; J. M. Rowcliffe et al., 2014). En outre, certaines conclusions de schémas d'activité obtenus par camera traps viennent remettre en question des conclusions obtenues

précédemment au moyen de méthodes plus contraignantes et invasives (Bischof et al., 2014; Frey et al., 2017).

J. M. Rowcliffe et al. (2014) soulèvent deux considérations importantes liées à l'exploration de rythmes d'activité au moyen de pièges photographiques. Le placement des caméras, qu'il soit aléatoire ou orienté – c'est-à-dire de manière à favoriser le passage d'animaux – peut introduire un potentiel biais si la fréquentation des traces n'est pas constante au cours de la journée. Dans une optique similaire, il est essentiel de s'assurer que l'ensemble de l'habitat est inventorié avec la même intensité. A titre d'exemple, des caméras fixées au sol ne peuvent suffire à définir le rythme d'activité d'une espèce semi-arborée. Une seconde considération faite par les auteurs relève de l'utilisation d'appâts dans ce contexte. Ceux-ci sont déconseillés car ils perturbent l'activité et biaisent les conclusions.

5.2. Méthodologie de construction

Une courbe d'activité d'une certaine espèce peut être construite aisément sur base du taux de capture par les appareils, en faisant l'hypothèse que ce dernier est directement proportionnel au taux d'activité de la population (J. M. Rowcliffe et al., 2014). Traditionnellement, les rythmes d'activité sont établis en regroupant les observations prises au sein d'un même intervalle de temps (habituellement une ou deux heures) et en affichant la fréquence des observations dans un intervalle. Bien que cette approche mène à une approximation correcte (Sollmann, 2018), la pertinence de cette méthodologie de construction simplifiée soulève plusieurs questions.

Application d'un filtre d'indépendance

La question des données sources utilisées pour déterminer le taux de capture se pose en premier lieu. L'application d'un filtre d'indépendance doit-elle être préconisée ? Peral et al. (2022) discutent largement de cette question et émettent des conclusions très claires. Ils prouvent que son application cause des pertes d'informations précieuses dans les rythmes estimés et affirment que ce choix méthodologique n'est pas valide et ne devrait pas être utilisé. Ils concluent donc que l'établissement de rythmes d'activité sur base de données rendues indépendantes « *n'est pas justifiée conceptuellement, écarte des données précieuses et fausse notre compréhension des modèles d'activité estimés* » (Peral et al., 2022).

Concept du temps circulaire

Une autre problématique à soulever est celle du temps linéaire. En effet, une fois ramené sur un axe de 24 heures, le déroulement du temps apparaît comme linéaire. Il est essentiel de réaliser toutefois que sa nature reste évidemment circulaire et que le choix du point d'origine (souvent minuit) est totalement arbitraire, et peut mener à des conclusions inexactes (Oliveira-Santos et al., 2013) . A titre d'exemple, la courbe d'activité d'une espèce majoritairement diurne centrée autour de midi apparaît *a priori* comme unimodale, là où, une fois décalée de 12 heures, elle forme un U avec deux pics d'activité situés au début et à la fin de la journée. Ceci explique que des outils statistiques classiques comme les mesures de moyennes, de variances et de régression ne sont pas adaptés et ne peuvent être directement appliqués (Ridout & Linkie, 2009).

Pour résoudre ce problème, les statistiques circulaires utilisent des fonctions trigonométriques pour dériver des statistiques descriptives à partir de données temporelles. Cela inclut des mesures telles que la moyenne temporelle d'activité (vecteur moyen), la médiane circulaire, l'écart-type et la variance circulaires, ainsi que d'autres estimations de dispersion (Frey et al., 2017). Le développement

de tels outils dépasse largement le cadre du présent état de l'art mais peut-être exploré dans des ouvrages de référence comme Jammalamadaka & Sengupta (2001).

Impact de la saison et de la latitude

Les rythmes d'activité étant régulés par les cycles circadiens endogènes, ils dépendent directement des indices environnementaux qui les affectent, aussi appelés *zeitgebers* (Aschoff, 1960). La température et le niveau d'ensoleillement en sont deux exemples directs. *A contrario*, on peut s'accorder sur le fait que l'horloge anthropique n'a aucune pertinence environnementale ou biologique (Nouvellet et al., 2012). Les deux facteurs précités étant dépendants de la position du soleil, la comparaison de rythmes d'activité sur base de l'heure au travers des saisons et des latitudes peut rapidement être biaisée, ces deux paramètres affectant l'heure du lever et du coucher du soleil (Vazquez et al., 2019).

Une approche pour surmonter cette difficulté consiste à caractériser les patterns d'activité des espèces en discrétisant le cycle de 24 heures en catégories telles que l'aube, le jour, le crépuscule et la nuit (Frey et al., 2017). Cette caractérisation peut se faire au moyen d'une "heure solaire", déviation de du temps horloger depuis des points d'ancrage (J. M. Rowcliffe et al., 2014).

Bien qu'elle résout le problème de longueur variable du jour, cette approche augmente la complexité des analyses et on est en droit de se poser la question de savoir si elle augmente leur précision (Nouvellet et al., 2012). Au travers de simulations et de données de terrain, Vazquez et al. (2019) ont conclu que cette transformation est pertinente et nécessaire dès que la latitude est supérieure à 20° ou dès que la longueur d'une étude qui prend place sous des latitudes de 40° dépasse un mois.

A travers la littérature parcourue, trois techniques de correction d'heure d'horloge au profit d'heures solaires ont été recensées, toutes décrites par Vazquez et al. (2019). La première, appelée "ancrage simple", traduit l'heure d'horloge en fonction d'un point défini au préalable, comme le lever ou le coucher du soleil, estimé chaque fois en fonction de la latitude et de la date de l'observation. Celle-ci a été introduite par Nouvellet et al. (2012). La deuxième technique, que les auteurs nomment "ancrage équinoxial", exprime le temps en fonction de la longueur du jour et de la nuit, donnant des durées identiques aux deux. La troisième et la plus performante, qu'ils nomment "ancrage double" ou "ancrage moyen", exprime l'heure solaire de manière relative à deux points d'ancrage, classiquement le lever et le coucher du soleil. En se basant sur des simulations, Vazquez et al. (2019) affirment que cette dernière méthode estime au mieux les rythmes d'activité préalablement générés.

Fonctions *kernel* et taux de recouvrement

Pour pallier les difficultés liées au temps circulaire, à la définition arbitraire d'un point d'origine et aux intervalles de temps de regroupement, Ridout et Linkie (2009) ont développé une méthode pour ajuster une fonction de densité de noyau (*Kernel density functions*) aux observations. Les fonctions de densité de noyau sont des estimations non paramétriques qui fournissent une mesure continue de la densité des points des données sur toute leur échelle (Worton, 1989). Elles traitent ainsi les estimations comme un échantillon aléatoire d'une distribution continue sous-jacente plutôt que de les regrouper en catégories de temps discrètes (Frey et al., 2017). La méthode suit les mêmes bases mathématiques que celles utilisées pour le traçage des contours de domaines vitaux au moyen de fonctions spatiales de densité de noyaux depuis des données télémétriques et GPS (Oliveira-Santos et al., 2013).

Les principaux avantages de la méthode résident dans son caractère continu et circulaire (Oliveira-Santos et al., 2013), ainsi que dans l'évitement des problèmes précités. Elle permet de visualiser l'activité des espèces sous la forme de courbes continues sur le cycle de 24 heures et de tirer aisément des conclusions, comme le caractère nyctéméral des espèces et leurs périodes d'activité maximale (Frey et al., 2017).

Bien que cette méthode soit largement conseillée par Ridout & Linkie (2009), ces derniers affirment que d'autres moyens peuvent avoir d'autres intérêts écologiques, comme l'utilisation de distributions de sommes trigonométriques, garantissant plus de flexibilité dans les modèles d'activité. Oliveira-Santos et al. (2013) vont d'ailleurs encore plus loin en ajoutant un caractère conditionnel aux fonctions de densité de noyaux circulaires.

Pour comparer la proximité de divers modèles activités, Ridout & Linkie (2009) présentent des estimateurs de recouvrement des courbes, dont ils font d'ailleurs l'usage dans une recherche appliquée deux ans plus tard (Linkie & Ridout, 2011). Au nombre de trois, ces estimateurs varient entre 0 et 1, la valeur nulle traduisant l'absence de recouvrement, la valeur maximale illustrant un recouvrement total. Ils sont définis comme "l'aire sous la courbe qui est formée en prenant le minimum des deux fonctions de densité à chaque point de temps" (Linkie & Ridout, 2011).

La construction mathématique de fonctions densités de noyaux conditionnelles et des taux de recouvrement dépasse largement le cadre du présent état de l'art mais est développée en détail dans les articles de référence précités.

5.3. Application

Plusieurs *packages* créés pour le langage de programmation R offrent des fonctions permettant d'appliquer les points développés ci-dessus. A titre d'exemple, le package 'activity' fournit la possibilité d'ajuster et de visualiser des fonctions de densité de noyaux circulaires, de transformer des heures d'horloge en heures solaires exprimées en radians, de calculer des rythmes d'activité et l'erreur associée, de comparer différents modèles entre eux au moyen d'estimateurs de recouvrement, etc. (J. M. Rowcliffe et al., 2014; M. Rowcliffe, 2023).

III. Matériel et méthodes

1. Contexte

1.1. Domaines biogéographiques en Wallonie

La présente étude a lieu en Wallonie, région politique, historique et culturelle de la Belgique qui couvre toute la partie sud du pays, sur une surface de 16.900 km² (Iweps, 2023). En termes bioclimatiques, la Wallonie peut être subdivisée par les domaines biogéographiques qu'elle couvre.

Les domaines biogéographiques sont de vastes zones définies par des caractéristiques biologiques et géographiques communes. Ils permettent de regrouper des territoires partageant des similitudes en termes de flore, de faune, de climat et de géologie et présentant des conditions écologiques relativement homogènes. Ces régions sont utilisées pour mieux comprendre la biodiversité, évaluer l'état de conservation des écosystèmes et élaborer des politiques de protection de la nature et de gestion des ressources naturelles à l'échelle européenne. Leur délimitation repose principalement sur des critères biologiques et écologiques et a été concrétisée par l'union européenne. Le processus a été initié pour faciliter la mise en œuvre de la Directive Habitats (92/43/CEE), qui vise à la conservation de la biodiversité en préservant les habitats naturels et les espèces sauvages.

En Wallonie, on distingue deux domaines biogéographiques majeurs : l'Atlantique et le Continental. Traditionnellement, ces domaines sont délimités par le sillon Sambre-Meuse, bien que la zone de transition soit large et sujette à des variations. Ils sont représentés à la figure 3.

Le domaine continental ou médio-européen occupe environ 70% du territoire. Il se caractérise par une accentuation progressive des écarts de température et, théoriquement, par une diminution du caractère océanique. Les étés sont plus secs et les hivers plus rigoureux (Dumé et al., 2018). Le domaine atlantique représente environ 30% du territoire. Il se caractérise par un climat océanique, où les étés sont modérément chauds et les hivers plutôt doux, avec des précipitations modérées et fréquentes (Dumé et al., 2018).

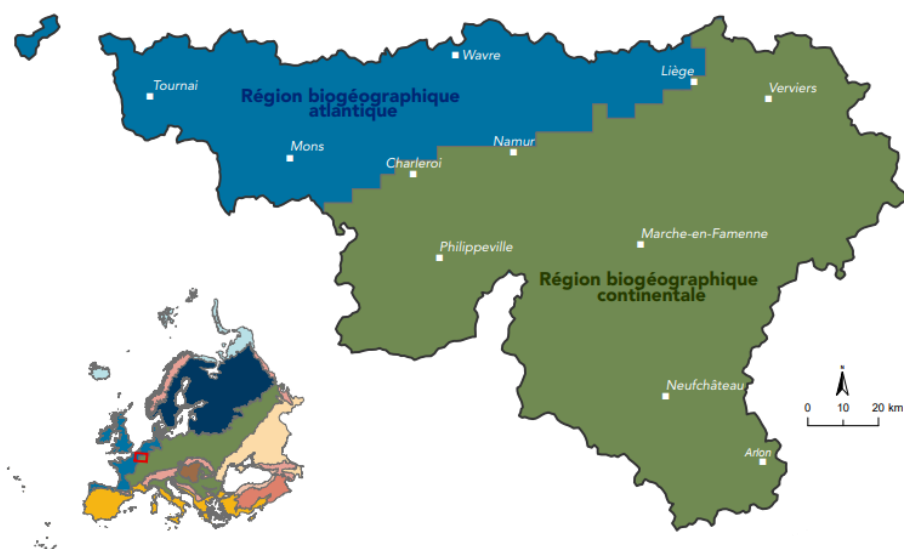


Figure 3 : Régions biogéographiques en Wallonie (@SPW Environnement - DEMNA (d'après l'Agence européenne pour l'environnement), dans SPW Environnement et al., 2021)

Il est important de noter que des différences écologiques notables existent entre ces deux domaines, accentuées par endroit par l'aménagement du paysage. La prise en compte de ces variations entre les domaines biogéographiques est cruciale pour la mise en place de politiques de conservation et de gestion adaptées à chaque région. Ces distinctions permettent de mieux cibler les mesures de préservation de la biodiversité et des écosystèmes dans chaque domaine spécifique, contribuant ainsi à une gestion plus efficace et durable des ressources naturelles.

1.2. Choix des sites

Pour la présente étude, trois massifs forestiers de structure similaire ont été sélectionnés dans les deux domaines biogéographiques : le bois de Colfontaine et la forêt indivise de Stamburges, en domaine atlantique et la forêt de Saint-Michel-Freyr en domaine continental.

Divers éléments justifient le choix des deux premiers massifs. Classés Natura 2000, la collecte de données sur ces sites est primordiale, tant pour éclaircir la présence d'espèces concernées par les directives que pour l'établissement des rapportages périodiques. Le statut de protection dont ils jouissent garantit également une gestion mettant l'accent sur la naturalité des forêts et des pratiques qui y sont associées. Ensuite, ils ont été sélectionnés pour leur facilité d'accès et leur administration publique, qui simplifie grandement le contact avec les gestionnaires. De surcroît, ces zones sont peu inventoriées : l'absence de données en termes de faune sauvage donne donc un intérêt tout particulier à échantillonner ces zones, tant pour leur gestion que pour leurs aspects de conservation. Enfin, ces sites sont relativement similaires : surfaces analogues, ils sont formés tous deux d'un bloc unique peu divisé et de forme semblable, ils sont géographiquement proximaux et présentent un cortège d'espèces *a priori* similaires.

La forêt de Saint-Michel-Freyr a été sélectionnée pour des raisons similaires. Couverte par un réseau de pièges photographiques dense depuis 2021, elle représente un lieu idéal de comparaison en région continentale.

1.3. Saint-Michel-Freyr

La forêt de Saint-Michel-Freyr est située entre les régions bioclimatiques de Haute et de Moyenne Ardenne, et couvre les communes de Tenneville, de Sainte-Ode, de Saint-Hubert et de Libramont-Chevigny. Sa gestion est rattachée au cantonnement de Nassogne et est répartie entre plusieurs triages. Cette vaste forêt s'étend sur une surface de 4000 hectares. Elle se situe entre les bassins versants de la Lesse et de l'Ourthe. Une carte du site est présentée à la figure 4.

La forêt de Saint-Michel-Freyr joue un rôle de conservation important et est largement intégrée au réseau Natura 2000, avec une large diversité d'habitats. On y trouve plusieurs unités de gestion (UG) qui témoignent de cette variété, dont les *UG Temp 01* représentant simplement des zones sous statut de protection, les *UG Temp 03* correspondant à des forêts indigènes à statut temporaire, ainsi que des *UG10*, *UG08* et quelques *UG07*. En plus petite proportion, on retrouve une grande variété d'autres milieux, allant des milieux aquatiques (*UG01*) aux milieux ouverts (*UG02*), en passant par les forêts prioritaires (*UG06*).

La faune y est gérée par le Conseil de Gestion des Chasses de la Couronne et par le DNF, au sein du conseil cynégétique « Unité de Gestion Cynégétique du Massif Forestier de Saint-Hubert » (UGCSH).

Portion d'étude définie

A Saint-Michel-Freyr, une portion du massif a été définie comme zone d'étude. Celle-ci couvre 800 ha et s'étend sur les communes de Tenneville, de Nassogne et de Saint-Hubert. Elle est illustrée à la figure 6. L'altitude varie entre 350 et 550 mètres. La zone se situe dans le sous-bassin versant de la Lhomme et est traversée par la Masblette, le ruisseau de Pied de Bœuf et le ruisseau de Romarin, qui y prend source. Comme la majeure partie de la forêt de Saint-Michel-Freyr, il s'agit d'une portion de forêt ancienne subnaturelle, déjà cartographiée dans les cartes de Ferraris (SPW, 2010), outre quelques transformations résineuses. Le sol est majoritairement limoneux ou limono-caillouteux, avec quelques sols tourbeux (SPW, 2022). Les UG Natura 2000 renseignent sur la large diversité d'habitats présente. On retrouve principalement des *UG Temp 03*, forêts indigènes à statut temporaire, des *UG Temp 01*, zones sous statut de protection, et des *UG10*, forêts non indigènes de liaison. Une gamme d'autres UG viennent les compléter : *UG02*, *UG08*, *UG07*, *UG06* et *UG01*.

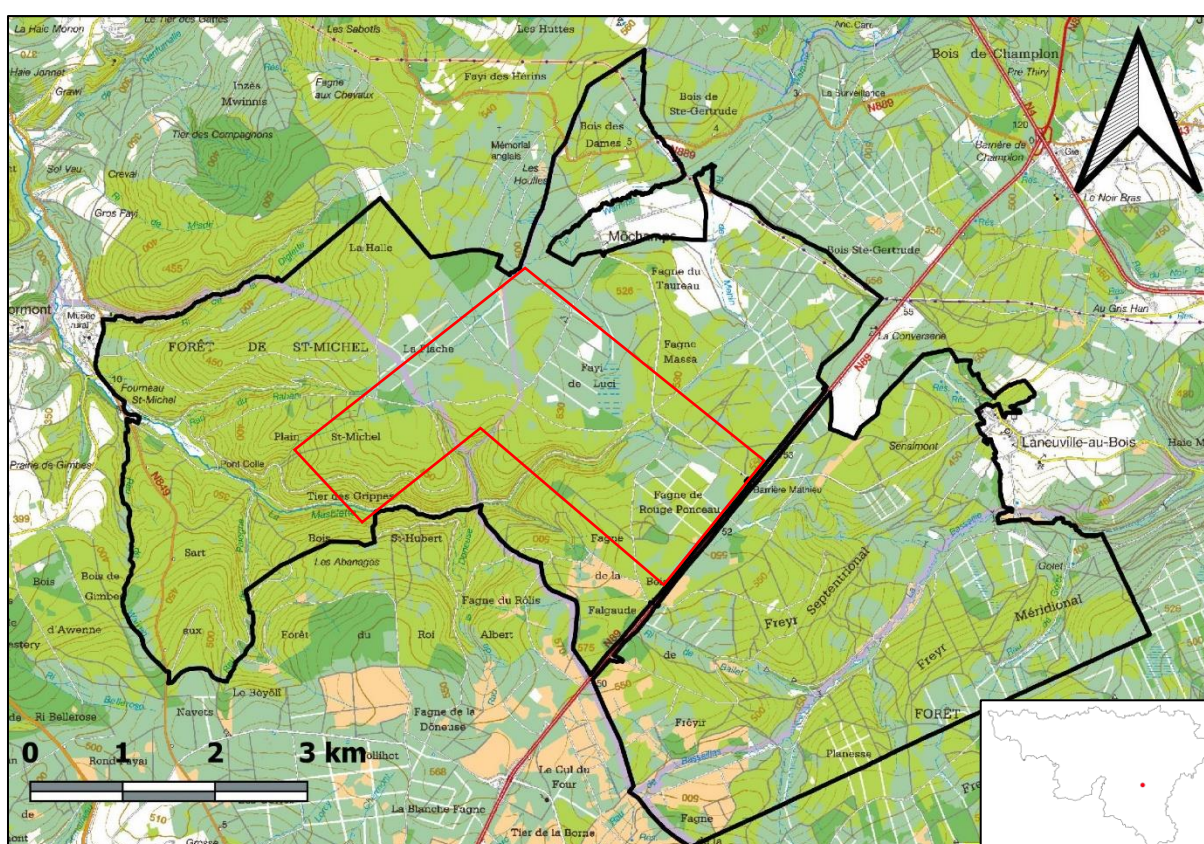


Figure 4 : Contour de la forêt de Saint-Michel-Freyr sur fond de carte IGN. En rouge, portion de la zone d'étude définie dans le cadre de l'étude (biodiversite.wallonie.be & Production de l'auteur)

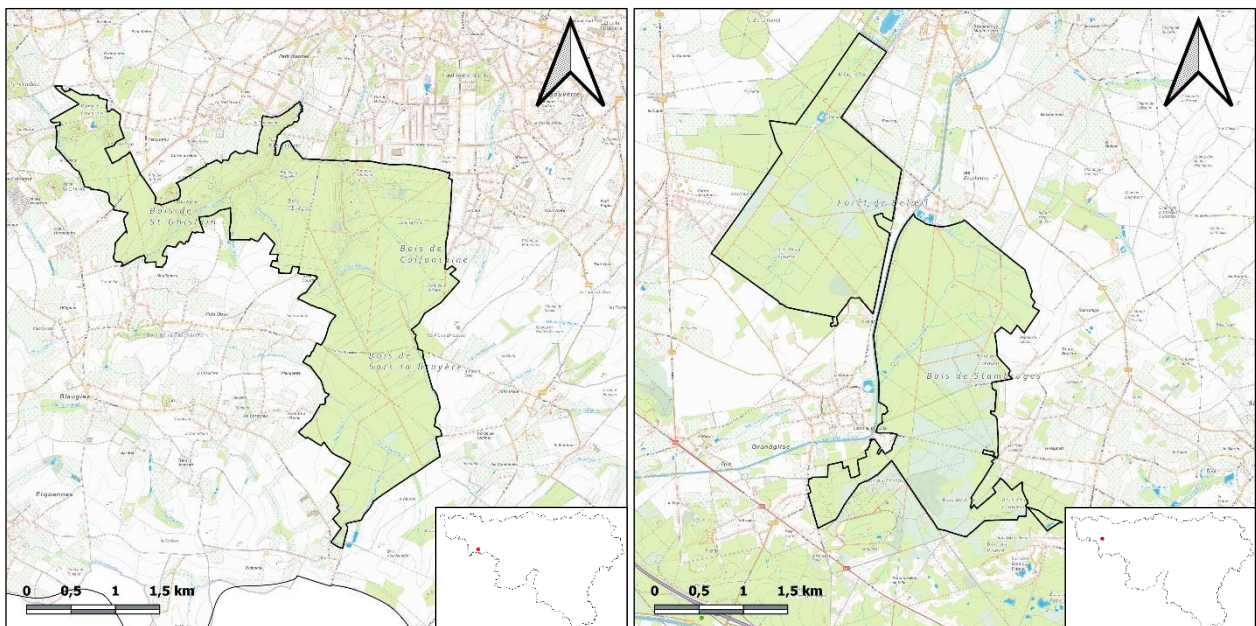
1.4. Colfontaine

Le bois de Colfontaine se situe dans la zone bioclimatique des Plaines et Vallées Scaldiennes, sur les communes de Colfontaine, de Dour et de Frameries. Sa gestion est rattachée au triage de Quévy, lui-même division du cantonnement de Mons. Ce massif forestier culmine entre 60 et 150 mètres d'altitude et se caractérise par un terrain fortement vallonné par endroit : on compte notamment 5 terrils sur le site. Cette forêt est ancienne, la quasi-totalité était déjà cartographiée dans les cartes de Ferraris du XVIII^{ème}, témoignant de son histoire et de sa valeur patrimoniale (SPW, 2010). Une carte du site est présentée à la figure 5.

La composition des sols y est principalement limoneuse, mais l'on y retrouve également des sols argileux en fonds de pente, ainsi que quelques zones tourbeuses (SPW, 2022). Le bois de Colfontaine se situe dans le sous-bassin versant de la Haine et abrite également les sources des ruisseaux d'Elwasmes et de Colfontaine.

La zone inventoriée, ensemble principal du massif, s'étend sur 780 hectares. Le bois de Colfontaine est intégré dans le réseau Natura 2000, soulignant son importance pour la conservation de la biodiversité à l'échelle européenne. Les différentes unités de gestion (UG) qui le composent permettent d'ailleurs d'obtenir des informations sur les milieux présents et les méthodes de gestion associées. On y retrouve notamment quelques *UG Temp 02*, dites simplement zones à gestion publique, mais la majorité sont de type *UG08*, correspondant à des forêts indigènes de grand intérêt biologique. On peut également noter la présence de quelques *UG10*, forêts non indigènes de liaison, ainsi que des *UG07* le long des cours d'eau, caractérisant des forêts prioritaires alluviales, et enfin certaines *UG01* correspondant à des milieux aquatiques (SPW, 2017).

Concernant la faune, le bois de Colfontaine est géré par le conseil cynégétique « Groupement d'Intérêt Cynégétique de Mons Haut-Pays » (GICMHP). Il n'a fait l'objet d'aucun recensement officiel et précis de la faune. On note toutefois une forte densité de grand gibier, notamment les sangliers, ce qui soulève des défis pour la gestion des populations de l'espèce et la préservation de l'équilibre écologique de la forêt.



Figures 5 et 6 : Contour et localisation du bois de Colfontaine (à gauche) et de la forêt de Stamburges (à droite) sur fond de carte IGN (IGN, 2023 & Production de l'auteur)

1.5. Stamburges

Le bois est composé du massif de Beloeil (partie Nord) et de la forêt indivise de Stamburges (partie Sud). Il se situe aussi dans la zone bioclimatique des Plaines et Vallées Scaldisiennes, sur les communes de Beloeil et de Saint-Ghislain. La gestion de cette forêt est partagée entre le triage de

Chièvres (forêt indivisée de Stambruges) et celui de Beloeil (massif de Beloeil), tous deux rattachés au cantonnement de Mons. Le terrain est peu accidenté, avec une altitude variant entre 60 et 100 mètres. Cette forêt de grande ancienneté est déjà cartographiée dans les cartes de Ferraris, témoignant ainsi de son histoire et de sa valeur patrimoniale (SPW, 2010). Une carte du site est présentée à la figure 6.

Le sol de la forêt de Stambruges est principalement sableux et sablo-limoneux, avec quelques zones tourbeuses (SPW, 2022). Le site est également situé dans le sous-bassin versant de la Haine, mais aucun cours d'eau important ne traverse le site. Cependant, deux rus y prennent leur source, le ru de la Fontaine Bouillante et le ru de la Fontaine Claire. Depuis le XIX^{ème}, le canal Blaton-Ath divise la forêt en deux parties. Les seuls moyens de franchissement sont situés aux extrémités du massif, limitant ainsi toute communication ou échange possible pour la faune.

La zone inventoriée de la forêt de Stambruges s'étend sur 830 hectares et est également intégrée au réseau Natura 2000. La majorité des unités de gestion (UG) qui la composent sont de type *UG Temp 02*, correspondant simplement à des zones à gestion publique. On trouve également quelques *UG08*, représentant des forêts indigènes de grand intérêt biologique, quelques *UG10*, représentant des forêts non indigènes de liaison, et quelques *UG01*, caractérisant des milieux aquatiques (SPW, 2017).

En ce qui concerne la faune, la forêt de Stambruges est gérée par le conseil cynégétique « Unité de Gestion Cynégétique du Val de Verne » (UGCVV). Des journées de battue sont organisées chaque année, totalisant 4 à 5 journées entre fin octobre et fin décembre, avec deux battues supplémentaires exclusivement dédiées aux sangliers en janvier et février (Amadeo Tenaglia, garde forestier du triage de Chièvres, communication personnelle). Bien qu'aucun recensement précis n'ait été effectué, on sait que les populations de grand gibier sont assez conséquentes.

2. Période d'étude

L'unité d'effort d'échantillonnage d'inventaire par caméra-traps la plus souvent retrouvée dans la littérature et utilisée ici est le nombre de caméras-jours, c'est-à-dire la somme du nombre de jours opérationnels de chacune des caméras placées sur le terrain (Carbone et al., 2001; O'Brien et al., 2003). L'objectif d'effort de capture a ici été fixé à 1000 caméras-jours sur chacun des 3 sites.

La période d'étude définie a démarré le 1^{er} avril pour finir le 30 juin. Ainsi, cette durée de 91 jours multipliée par 14 caméras offre un échantillon de 1274 caméras-jours cumulés par site. Cette durée permet d'anticiper une éventuelle marge de manœuvre en cas de dysfonctionnements de certains points du réseau, souvent inévitables.

Au-delà de s'inscrire correctement dans le planning de travail, le choix de la période est justifié car elle correspond à une période favorable pour l'inventaire des mammifères en forêt. Ces mois correspondent à la saison de reproduction pour de nombreuses espèces, donc particulièrement actives. Pendant cette période, les individus cherchent en effet des partenaires, protègent leurs territoires et élèvent leurs jeunes. De plus, en période printanière, la végétation commence à se développer rapidement, offrant ainsi de nouvelles sources de nourriture. De nombreux animaux deviennent plus actifs pour tirer parti des ressources alimentaires abondantes et des conditions météorologiques favorables, augmentant les chances de les observer. La végétation n'étant pas encore tout à fait développée, la détectabilité des espèces est également meilleure en cette période. Les mois

printaniers permettent également d'éviter la période de chasse, cette dernière ayant tendance à interagir sur les comportements et l'abondance des espèces.

3. Plan d'échantillonnage

3.1. Zone d'étude ardennaise

Réseau préinstallé

Le réseau de pièges photographiques déjà établi en forêt de Saint-Michel-Freyr a été installé par Simon Tossens au printemps de l'année 2020 dans le cadre de son travail de fin d'études. Celui-ci avait pour intitulé « Analyse de la dynamique des populations de rats laveurs (*Procyon lotor*) en Wallonie et estimation des densités de population dans deux massifs forestiers par pièges photographiques » (Tossens, 2020). Depuis lors, le réseau est resté en activité et s'est même étendu à la partie Sud du massif. Ses données ont servi à de nombreuses fins de recensement et de gestion dans le contexte particulier du suivi scientifique des Chasses de la Couronne.

Construction du plan d'échantillonnage

La méthodologie de construction du réseau est décrite en détails dans Tossens (2020). En bref, l'auteur a commencé par définir des unités d'échantillonnage (UE) sur la zone d'étude, établies sur base des unités de gestion Natura 2000 (UG), simplifiées en 6 UE regroupant les milieux similaires. A la carte de répartition des UE a été superposée une grille de 400 mètres sur 400 mètres. La sélection des points a ensuite été effectuée selon un échantillonnage aléatoire stratifié par UE afin d'établir un compromis entre une répartition homogène et une représentation de chaque type de milieu proportionnellement à la surface qu'il occupe. Le tirage initial effectué dans QGIS a ensuite fait l'objet de certaines modifications pour atteindre au mieux ce double objectif.

Zone d'étude redéfinie

Pour établir une surface de comparaison homogène, seule une certaine portion du réseau a été définie comme zone d'étude. Le contexte de cette zone a été décrit plus haut et est illustré à la figure 7. Le choix de celle-ci est basé sur de nombreux critères afin d'établir des conditions correspondant aux massifs hennuyers. La surface de la zone est similaire : les points d'échantillonnage sélectionnés couvrent approximativement 800 hectares. Quinze points sont visibles sur la carte, seuls 14 d'entre eux étaient actifs de manière ininterrompue tout au long de la période d'étude, ce qui formait également une condition de sélection. De surcroît, le périmètre délimité contient une large diversité d'habitats (cf. *supra*). En reprenant les UE définies par Tossens (2020), on peut constater que les points compris dans le périmètre d'intérêt représentent 5 des 6 UE définies par l'auteur. Enfin, la zone couvre un gradient altitudinal large (entre 350 et 550 mètres), garantissant également une bonne représentativité des conditions écologiques présentes dans le massif.

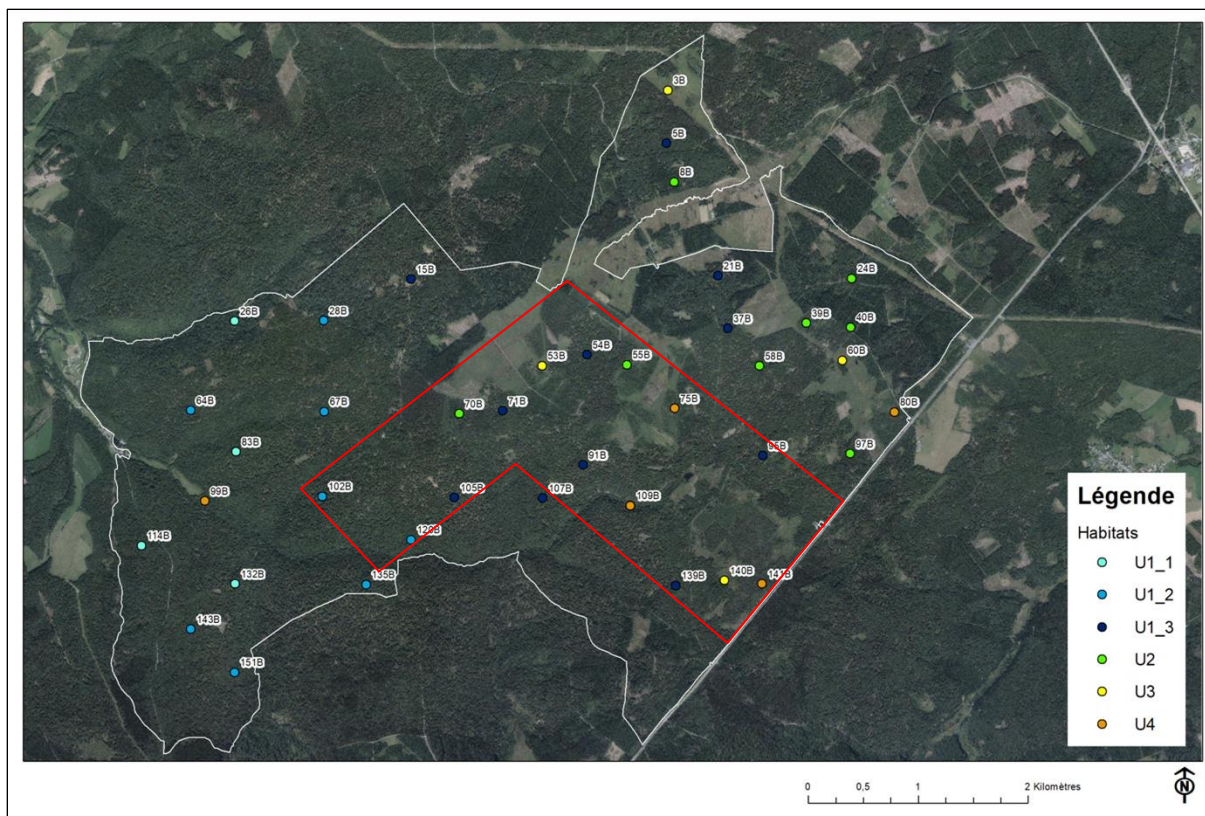


Figure 7 : Réseau de pièges photographiques installé dans la forêt de Saint-Michel-Freyr par Simon Tossens au printemps 2020. En rouge, la surface définie comme zone d'étude (Tossens, 2020 ; Production de l'auteur).

3.2. Zones d'étude hennuyères

Le plan d'échantillonnage dans les massifs hennuyers a été établi selon une méthodologie identique à celle précédemment décrite afin d'assurer une comparaison des résultats. L'échantillonnage n'a toutefois pas été stratifié par type de milieux : cette étape a été jugée non pertinente au vu de la surface très inférieure et de la diversité d'habitats bien plus réduite. Un tirage a toutefois été sélectionné parmi plusieurs : une attention particulière a été portée pour garantir une répartition homogène des points, une distribution pas trop concentrée près de la zone urbaine et une certaine représentativité des milieux particuliers comme les peuplements résineux et les forêts alluviales.

De surcroit, une zone tampon de 100 mètres autour des routes pavées a permis de garantir la sélection de points présentant une relative quiétude pour les animaux et de limiter les risques de vol de matériel. Les répartitions finales des pièges photographiques à Stambruges et Colfontaine sont représentées respectivement aux figures 8 et 9.



Figures 8 et 9 : Réseaux de pièges photographiques installés dans le bois de Colfontaine (à gauche) et en forêt indivisée de Stambuges (à droite) sur les orthophotos 2021 (SPW, 2021 ; Production de l'auteur)

4. Installation

4.1. Caméras et paramètres

Les modèles de caméras installés dans le massif ardennais en 2021 étaient des *Bolyguard SG 2060-K* (Tossens, 2020). A Colfontaine et à Stambuges, la disponibilité du matériel a contraint à l'utilisation de trois modèles de caméras différents : *Bolyguard SG 2060-K*, *Bolyguard MG 984-G* et *Keepguard KG695*. D'avantage d'informations quant à leurs caractéristiques techniques sont disponibles à l'annexe 1.1. Les deux premiers modèles ont été répartis équitablement entre les sites pour limiter les biais dus à leurs caractéristiques techniques légèrement différentes. L'utilisation du troisième a été anecdotique et uniquement pour des motifs logistiques.

Les pièges photographiques ont été paramétrés pour capturer une rafale de 3 images à une seconde d'intervalle lors de chaque détection. Les détecteurs infrarouges passifs (PIR) ont été réglés sur une sensibilité normale et sans intervalle d'inactivité entre chaque déclenchement. Pour unifier les données et éviter des complications dues au changement d'heure, tous les appareils ont été initialement réglés sur le fuseau horaire UTC + 0.

4.2. Procédure

La procédure d'installation suivie dans les sites hennuyers respecte scrupuleusement celle suivie en forêt de Saint-Michel-Freyr et décrite dans Tossens (2020).

L'installation a pris place entre le 23 et le 31 mars 2023. Les caméras ont été posées dans un rayon de 50 mètres autour des points définis par le plan d'échantillonnage, adaptés à la réalité du terrain. Dans chacun des massifs, un seul point a été plus largement déplacé, les lieux ne permettant pas une installation éloignée des sentiers. Les appareils ont été fixés à une hauteur comprise entre 50 et 150 cm du sol, sur des arbres d'une circonférence comprise entre 30 et 150 cm et de manière à

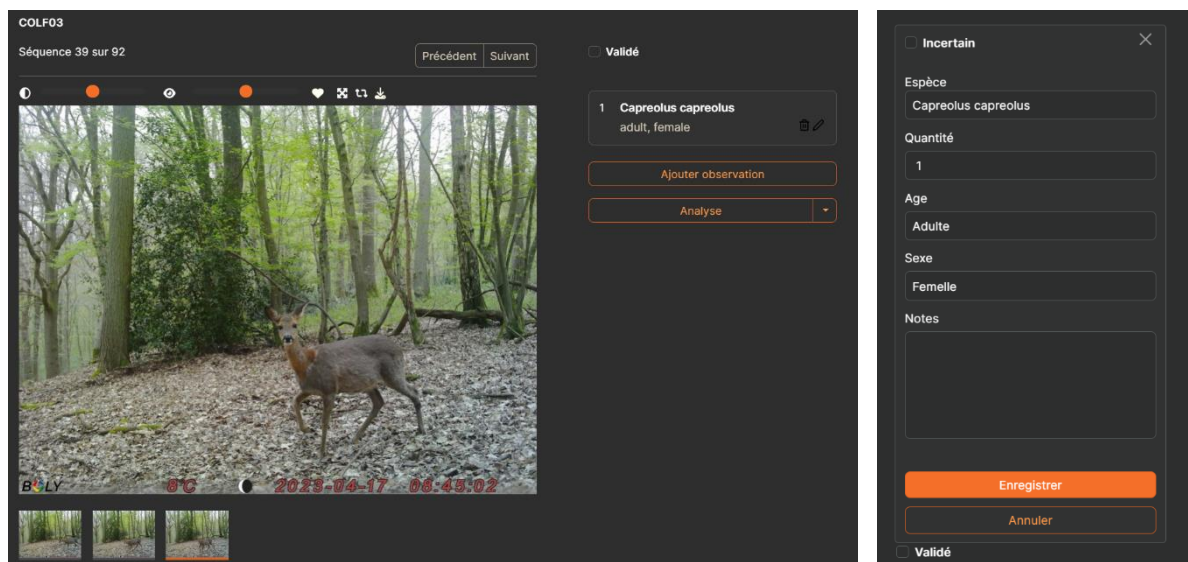
disposer d'un champ de vision parallèle au sol. Le positionnement exact et la disposition des appareils ont été faits aléatoirement, sans favoriser les zones de passages d'animaux. Dans la mesure du possible, ils ont été orientés vers le Nord, permettant une uniformité d'échantillonnage et limitant ainsi les rayons directs du soleil. Ces derniers ont en effet tendance à fausser les capteurs infrarouges et aveugler l'objectif. Aucun appât n'a été utilisé.

Afin de limiter les risques de vol ou de vandalisme sur les appareils, une attention toute particulière a été portée sur la discrétion et la protection des caméras. Celles-ci ont chacune été solidement fixées dans un boîtier métallique joint d'une chaîne et d'un cadenas, jamais en vue des chemins. L'ensemble a été camouflé par des pièces de toile de camouflage et des éléments de végétation. Ces éléments sont visibles sur les images exemples à l'annexe 1.2. La désinstallation du matériel s'est déroulée entre le 1^{er} et le 3 juillet 2023.

Des discontinuités dans l'activité de certaines caméras peuvent être causées par les aléas de terrain et la fiabilité du matériel informatique : obstructions de l'objectif par la végétation ou par un animal, mauvaise manipulation, accumulation de faux positifs, etc. Une visite mensuelle de chacun des points d'échantillonnage a permis de limiter ces inconvénients et d'atteindre l'objectif de temps d'inventaire fixé préalablement. Un agenda détaillé de l'activité de recensement de chacune des caméras est disponible à l'annexe 1.3.

5. Encodage des données

Une fois récoltées, les images ont été traitées avec Agouti. Agouti est une plateforme en ligne de stockage, de gestion, d'organisation et de traitement d'images récoltées au moyen de pièges photographiques. Initiative non-lucrative de l'Université de Wageningen et de l'INBO (Institut flamand de recherche sur la nature et la forêt), la plateforme a hébergé depuis 2019 plus de 700 projets différents, tant professionnels et privés qu'académiques (Wageningen University & INBO, 2023).



Figures 10 et 11 : Aperçu de l'interface d'annotation de la plateforme Agouti (Wageningen University & INBO, 2023)

Agouti encourage la collaboration de différents utilisateurs autour d'un même projet, en rassemblant les données et métadonnées en un lieu unique. La plateforme facilite l'annotation des images par une interface simple et intuitive (présentée aux figures 10 et 11). Elle utilise et fait référence

à une terminologie hiérarchique et standardisée en structurant les projets en sites, subdivisés eux-mêmes en différents déploiements. Un déploiement correspond à une caméra géoréférencée pendant un laps de temps (un mois le cas échéant), et contient des séquences de plusieurs images (Casaer et al., 2019). Pour faciliter l'annotation, Agouti rassemble en effet les images capturées sous un certain intervalle de temps dans une même séquence, faisant ainsi référence à une même observation. Ce paramètre a été fixé à 2 minutes, sa valeur par défaut.

Le site propose également une reconnaissance des espèces présentes au moyen d'une intelligence artificielle (IA) entraînée, actuellement en version bêta. Après quelques utilisations de celle-ci sur les premières données, l'IA s'est révélée imparfaite pour le comptage des individus et incapable de reconnaître leur sexe et leur stade de développement. Son utilisation a donc été évitée, au profit d'une reconnaissance manuelle des espèces et de leurs caractéristiques. Bien que les informations de sexe et de stade de développement ne soient pas utilisées dans le cadre du présent travail, celles-ci ont été renseignées pour garantir un potentiel usage futur des données récoltées.

Agouti permet ensuite l'export des données dans un ensemble de 3 fichiers .csv différents, structurés au format CTMS (*Camera Trap Metadata Standard* ; Casaer et al., 2019). Ainsi, un premier fichier, *deployments*, regroupe les informations de chacun des déploiements détaillés sur la plateforme ; un deuxième fichier, *observations*, recense chacune des observations faites à travers tout le projet ; un dernier fichier, *media*, recense chacune des images importées.

6. Traitement des données

6.1. Analyses descriptives et métadonnées

L'ensemble du traitement des données a été réalisé avec le langage de programmation R, dans sa version 4.3.0 (sortie le 21 avril 2023 ; R Core Team, 2023), et au travers de l'environnement de développement RStudio, dans sa version 2023.06.0.

La première étape a consisté au nettoyage des données de sorties Agouti préalablement chargées. Les observations vides (*blank*) et non reconnaissables (*unknown*) n'ont pas été prises en compte et ont donc été supprimées. Les doublons et les aberrations temporelles ont également été retirés. Les observations d'intérêt ont été filtrées, à savoir celles prenant place dans les périodes d'étude et concernant des mammifères. Les jours d'observations effectifs, les observations ainsi que les observations de mammifères (humaines et animales) ont ensuite été dénombrées.

L'effort d'échantillonnage a été quantifié en caméras-jours, compté au jour près. Un appareil a été considéré comme actif le jour *a* dès qu'il était en état de fonctionnement à 23h ce jour *a*. Cette simplification est justifiée par certaines aberrations inexplicables dans les données à la sortie de la plateforme. Celles-ci causaient un recouvrement de certaines périodes de déploiements, rendant les données d'heures de début et de fin inutilisables. L'impact sur les données de la présente approximation est toutefois nul car l'installation et la désinstallation du réseau se sont déroulées hors de la période analysée et les appareils restaient inactifs pour une durée de seulement 15 minutes lors des contrôles mensuels.

6.2. Indépendance des observations

Comme discuté précédemment, le choix des critères d'indépendance des observations est capital lors du traitement de données issues de pièges photographiques. Ils influencent la fréquence des observations et ils ont un impact direct sur les conclusions d'abondance, de rythmes d'activité, etc.

Dans le cadre du présent travail, deux observations sont considérées comme indépendantes dès qu'elles sont issues de points d'échantillonnage différents, qu'elles concernent des espèces différentes ou qu'elles concernent une même espèce au même point mais sont séparées d'un certain intervalle de temps seuil. Afin de définir au mieux ce dernier, que nous appellerons « temps d'indépendance », son impact sur les conclusions a été brièvement étudié.

Pour ce faire, les observations de chaque site ont été rassemblées en jeux d'évènements différents en considérant les critères ci-dessus et des temps d'indépendance variables², compris entre 2 et 45 minutes. Il est à noter que la plateforme d'annotation utilisée regroupe en effet déjà les données issues d'une même caméra et capturées dans un intervalle de 2 minutes.

Pour chacun des jeux d'évènements indépendants préalablement créés, le RAI des 3 espèces les plus représentées sur l'ensemble des jeux de données (*Capreolus capreolus* L., *Sus scrofa* L. et *Cervus elaphus* L.) a été calculé. Le RAI a été calculé en divisant le nombre d'évènements indépendants par l'effort d'échantillonnage, compté en caméras-jours. Ce travail n'a pas été réalisé pour les autres espèces car le faible nombre d'observations n'aurait pas permis de tirer des conclusions robustes. Afin d'étudier au mieux l'impact du temps d'indépendance considéré sur le RAI, ce dernier a ensuite été normalisé, en le divisant par sa valeur initiale, lui donnant ainsi une valeur comprise entre 0 et 1.

6.3. Résultats d'inventaire spécifique

Richesse spécifique, RAI et PAO

Pour décrire et comparer les résultats d'inventaire, le temps d'indépendance a été fixé à 15 minutes, suite aux résultats du point précédent (cf. page 29). Les observations indépendantes par espèce sur chacun des 3 massifs ont été sommées. Les espèces domestiques ont dans un premier temps été conservées dans les analyses, bien qu'elles ne soient pas considérées dans la richesse spécifique.

L'indice d'abondance relative (RAI) a été calculé par site en divisant le nombre d'observations indépendantes par l'effort d'échantillonnage, compté en caméras-jours. L'occupation naïve – ou estimation de la proportion d'aire occupée (PAO, *Proportion of area occupied* ; MacKenzie et al., 2002) – a été estimée pour chacun des sites en divisant le nombre de points où l'espèce a été détectée par le nombre de points échantillonnés.

Les compositions en espèces observées à travers les 3 massifs ont ensuite été représentées dans un diagramme de Venn à 3 cercles imbriqués pour représenter leurs similarités.

Comparaison avec les données des portails de sciences citoyennes

La composition en espèce recensées a été comparée à une collection externe d'observations visuelles, dont les plus anciennes datent de 1998 et les plus récentes de l'année 2022. Elles sont issues

² La structure des scripts de cette partie ainsi que des parties « courbe d'accumulation » et « rythmes d'activité » ont été notamment inspirés du livre de Beirne C. (2022).

de 4 sources de données différentes : la plateforme observations.be, l'observatoire Faune Flore Habitat (OFFH), la plateforme iNaturalist et l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Ces sources ainsi que le résumé des observations sont détaillés dans l'annexe 2. La comparaison a également été faite au moyen de diagrammes de Venn.

Courbes d'accumulation

Afin d'estimer l'exhaustivité de l'inventaire, les courbes d'accumulation ont été tracées au moyen de *iNEXT*, package développé pour le langage de programmation R par Chao A., Ma K. et Hsieh T. (2016). Son principal objectif est d'estimer la diversité des espèces à partir d'échantillons incomplets. Il permet des estimations en fournissant des courbes de rareté et d'extrapolation pour différents ordres de diversité, ce qui est particulièrement utile dans les situations où l'échantillonnage n'est pas exhaustif. Les courbes d'extrapolation produites facilitent la compréhension de la structure des communautés et la prise en compte des biais potentiels liés à l'échantillonnage incomplet (Chao et al., 2014). Son utilisation permet d'obtenir des estimations fiables de la diversité spécifique.

Deux assemblages de courbes ont été évalués au moyen de *iNEXT*, fonction centrale du package. Celle-ci calcule des interpolations et extrapolations de la richesse spécifique depuis une matrice d'abondance par caméra-jour (Hsieh et al., 2022). Les courbes ont été complétées par des intervalles de confiance à 0,95 et l'ensemble a été tracé avec la fonction *ggiNEXT*. Pour chacun des sites, 2 courbes sont envisagées : la première se base sur l'ensemble des espèces observées, la deuxième se base uniquement sur les espèces observées communes aux 3 massifs.

Rythmes d'activité

Les rythmes d'activité quotidiens des 2 espèces les plus observées ont été modélisés au moyen de *activity*, package développé pour le langage R par Rowcliffe M. (2016). Son objectif principal est d'analyser les données provenant de dispositifs de surveillance tels que les pièges photographiques pour estimer et caractériser l'activité des espèces animales. Il est à noter que, pour toutes les modélisations des rythmes d'activités, les données utilisées étaient les observations brutes, sans considérer de seuil d'indépendance. L'inverse aurait ignoré une quantité importante et précieuse de données d'activité. Cette décision est inspirée de Peral et al. (2022) qui affirment "*Nous concluons que l'application de filtres de données basés sur le temps d'indépendance dans les estimations des patterns d'activité basées sur les pièges photographiques n'est pas valide et ne devrait pas être utilisée.*".

Grâce à la fonction *solartime*, les données d'activité ont d'abord été exprimées de manière relative par rapport à deux points d'ancrage (le lever et le coucher du soleil). En fournissant à la fonction une heure d'horloge complétée de valeurs de longitude et de latitude, celle-ci retourne une valeur d'heure solaire en radians, comprise en 0 et 2π . L'utilisation d'une heure solaire a été motivée par les conclusions de Vazquez et al. (2019) : « *Nous concluons que la transformation du temps pourrait ne pas être nécessaire à des latitudes inférieures à 20°, ou dans des études d'une durée inférieure à un mois (en dessous de 40° de latitude). Pour des périodes d'étude plus longues et/ou des latitudes plus élevées, l'ancrage moyen résout le problème de la longueur variable du jour* ». On observe en effet que, durant la période d'étude, la durée du jour varie de plus de 3h30, facteur non négligeable dans l'étude de rythmes d'activité, conditionnés en partie par des facteurs environnementaux (Aschoff, 1960).

La fonction *fitact* a ensuite estimé les plages d'activité de l'espèce en appliquant une fonction de densité de noyau aux données depuis les mesures de temps précédemment réexprimées en radians. Elle fait appel aux statistiques circulaires en utilisant des fonctions trigonométriques. Elle crée ainsi des fonctions de densité en éliminant les périodes d'activités exceptionnelles par lissage statistique (Frey

et al., 2017). L'utilisation de fonction de densité de noyaux est préconisée pour l'estimation des rythmes d'activité, en particulier pour le calcul de taux de recouvrement par la suite (Ridout & Linkie, 2009).

Les plages d'activité estimées ont ensuite été tracées au moyen de la fonction *plot*, en les centrant autour de midi.

7. Scénarios d'optimisation de l'échantillonnage

7.1. Présentation des stratégies

L'objectif de cette partie est d'imaginer un inventaire par pièges photographiques avec des modalités différentes de celles utilisées plus haut. Il a été envisagé ainsi de simuler un inventaire par pièges photographiques d'une durée de 3 mois au cours de laquelle les appareils seraient déplacés tous les mois. Ainsi, un nombre i d'appareils permettrait de couvrir $3i$ points d'échantillonnage, en 3 « batch » différents, chacun sur une durée de 30 jours. Le scénario testé ici couvre 12 points différents, au moyen de 4 appareils. Pour faciliter la lecture et la compréhension, ce scénario s'est vu attribuer un nom, *batch4*. Celui-ci a été simulé par répétition de tirages aléatoires parmi les données existantes, créant ainsi des jeux de données résultants d'inventaires fictifs.

L'efficacité d'un tel inventaire a été évaluée en comparant ses résultats à deux scénarios classiques. Le premier utilise 4 appareils fixés à 4 points durant toute la période, et comptabilise donc le même effort d'échantillonnage. Ce scénario porte le nom de *linéaire4*. Le deuxième utilise 5 appareils fixés à 5 points durant toute la période, ce qui représente donc 91 caméras-jours d'effort supplémentaires. Il porte le nom de *linéaire5*. Les caractéristiques de chacun des scénarios ainsi que du scénario de référence sont reprises dans le Tableau 1. Leur fonctionnement est illustré dans un schéma explicatif à la figure 12.

Tableau 1 : Caractéristiques des différents scénarios testés

Nom de la stratégie	référence	batch4	linéaire4	linéaire5
Modalité	Fixe	Déplacement	Fixe	Fixe
Longueur de la période d'inventaire (jours)	91	91	91	91
Nombre d'appareils (#)	12	4	4	5
Nombre de points couverts par l'inventaire (#)	12	12	4	5
Effort total (caméras-jours)	1092	364	364	455

7.2. Indicateurs de performance

Trois indicateurs évaluent la pertinence et l'intérêt de ce nouveau scénario par rapport aux deux autres. Le premier est la richesse spécifique observée. Elle est comparée à la valeur de référence, obtenue au travers de l'ensemble des données collectées, par les 12 appareils sur les 3 mois d'inventaire. Cet indice forme ainsi une juste indication de l'exhaustivité de l'inventaire.

Le deuxième est la variabilité des RAI pour les deux espèces les plus observées sur les 3 sites (*Capreolus capreolus* et *Sus scrofa*). Celui-ci a été calculé avec un temps d'indépendance de 15 minutes. Le RAI étant par définition une valeur relative, la valeur obtenue à la suite de l'inventaire complet ne représente ici aucunement une référence. C'est l'intervalle de confiance qui a servi d'indicateur : une faible variabilité du RAI confirme une valeur plus précise de cet indice.

Le troisième est le taux de recouvrement du rythme d'activité de l'espèce la plus observée sur les 3 sites (*Capreolus capreolus*). La fonction *compareKern* du package *activity* fait usage de l'indice de recouvrement Δ_4 proposé par Ridout & Linkie (2009) pour calculer la probabilité que deux modèles

d'activité soient issus d'une même distribution, en retournant une valeur comprise entre 0 et 1 (M. Rowcliffe, 2023). Le modèle d'activité généré avec les données de chacune des simulations est comparé au rythme d'activité de référence, c'est-à-dire celui observé à la suite de l'étude complète sur le massif.

Le choix de ces indicateurs se justifie car ils sont tous trois largement utilisés dans la littérature scientifique : la richesse spécifique dans le cadre des inventaires, le RAI pour les estimations de densité et les rythmes d'activité pour les études comportementales.

7.3. Précisions supplémentaires

Il est à noter que les jeux de données initiaux sur lesquels sont basées les simulations sont des versions réduites et modifiées des jeux de données complets, et ce pour deux raisons.

Déjà, les scénarios linéaires se basent sur des données de pièges photographiques ayant été actifs tout au long de la période d'échantillonnage. Par souci de rigueur, toutes les simulations ont donc été bornées à sélectionner des points qui respectent ce critère, ignorant certaines données récupérées sur d'autres.

Ensuite, les appareils installés sur le massif de Stambruges ont subi de nombreux dysfonctionnements : seules 10 caméras sur les 14 installées ont été actives tout au long de la période d'échantillonnage. Le scénario par déplacement nécessitant 12 points différents, une fusion des données des caméras n'ayant fonctionné que sur une partie de la période d'intérêt a permis d'élargir les données, pour feindre la présence de 12 points d'échantillonnage actifs pendant 91 jours.

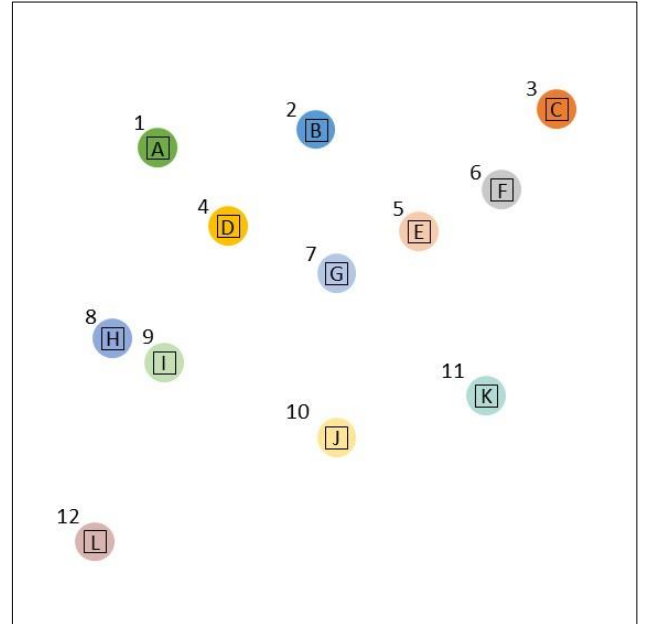
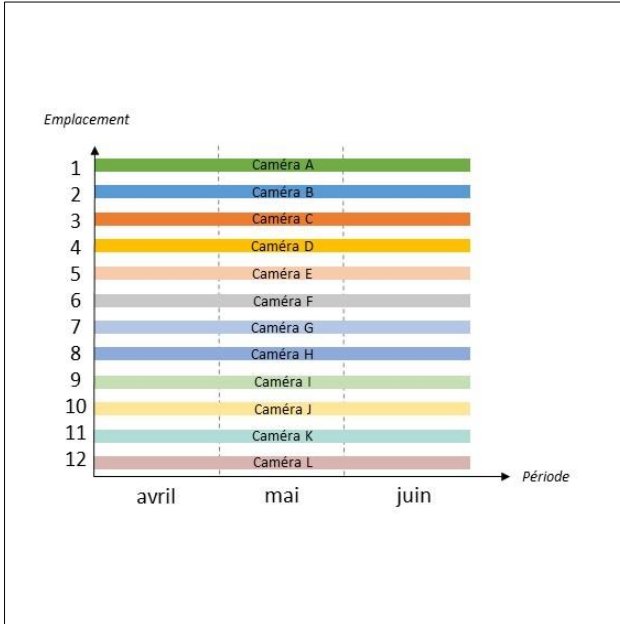
Les valeurs de référence auxquelles les simulations sont comparées diffèrent donc légèrement de celles des données complètes.

Chaque scénario a été simulé 450 fois. Deux facteurs justifient cette décision. Premièrement, comme décrit ci-dessus, certains sites ne comptabilisent que 12 caméras respectant le critère de fonctionnement continu. Pour ceux-ci, seules 495 combinaisons uniques de 4 caméras sont donc possibles pour le scénario *linéaire4*, et donc le même nombre de simulations correspondantes. Ensuite, la sélection des échantillons et l'évaluation des indicateurs pour chacun des scénarios nécessitent un certain temps de calcul pour l'ordinateur. Neuf combinaisons scénario-site devant être envisagées, un total de 4050 combinaisons a ainsi permis de se limiter à une durée de travail raisonnable.

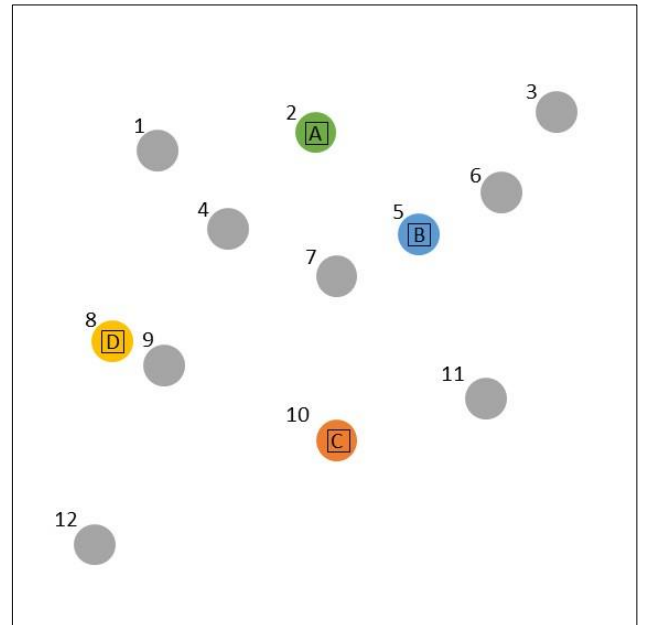
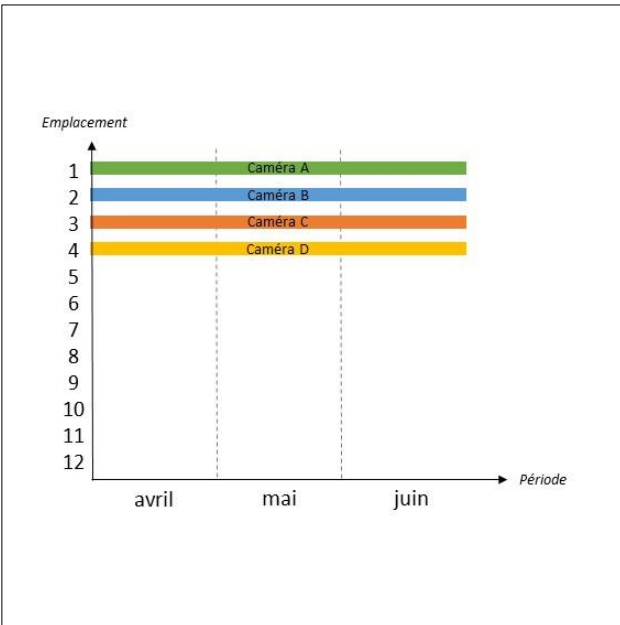
Schéma temporel

Schéma spatial

Stratégie de référence



Stratégie linéaire4



Stratégie batch4

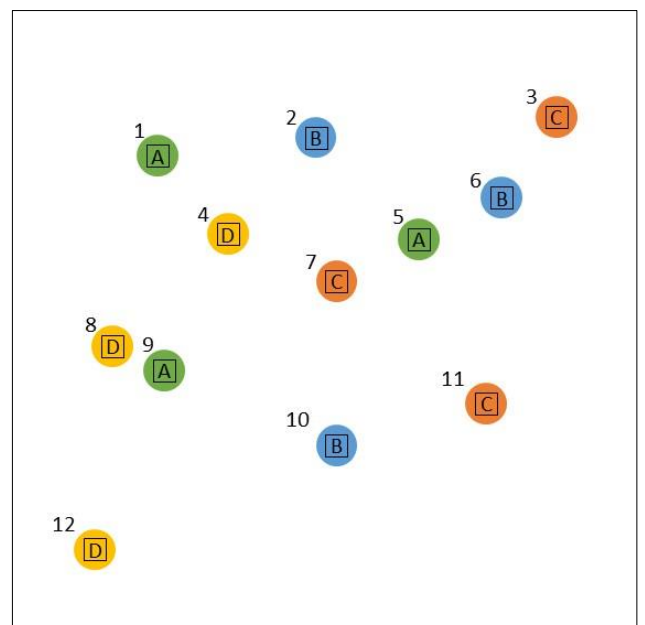
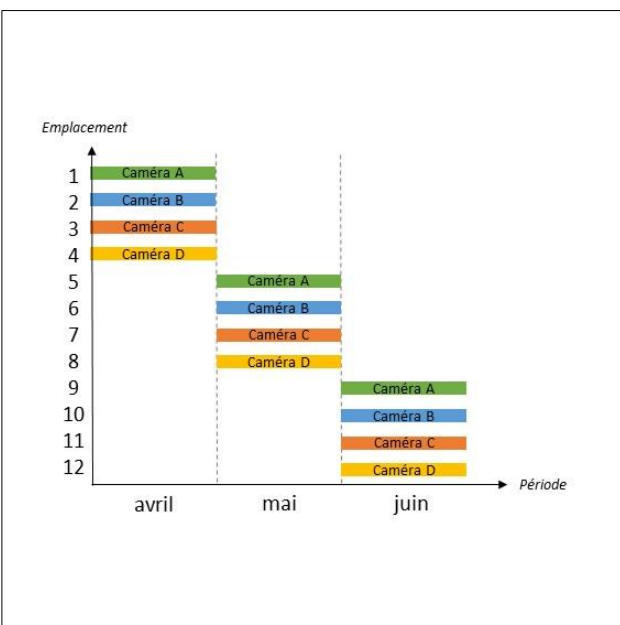


Figure 12 : Représentations schématiques de la stratégie de référence et de deux stratégies simulées. Les emplacements sont numérotés de 1 à 14 et les caméras portent chacune une lettre majuscule et une couleur propre. A gauche, une vision dans le temps de l'échantillonnage des 12 points disponibles (en ordonnée) sur les 3 périodes (en abscisse). A droite, une vision dans l'espace des 12 points disponibles (cercles) couverts, ou non, par une caméra.

IV. Résultats

1. Analyses descriptives et métadonnées

Sur chacun des trois sites, 14 caméras ont été installées du 1^{er} avril au 30 juin, 2023 pour Colfontaine et Stamburges et de l'année 2021 pour Saint-Michel-Freyr. A Colfontaine, 1224 jours d'activité ont été cumulés car 2 caméras ont subi des dysfonctionnements, représentant un total de 50 jours d'inactivité. A Stamburges, 1115 jours d'activité ont été cumulés car 4 caméras ont subi des dysfonctionnements, pour un total de 165 jours d'inactivité. A Saint-Michel-Freyr, 1274 jours d'activité ont été cumulés. Le nombre d'observations réalisées dans chacun des massifs est détaillé au Tableau 2.

Tableau 2 : Nombre d'observations retrouvées dans chaque site. *Deux observations sont considérées comme dépendantes dès lors qu'une même espèce est capturée avec un même appareil sous un seuil de 15 minutes.

Type	Colfontaine	Stamburges	Saint-Michel-Freyr
Toutes	1333	1091	963
Indépendantes*	1096	974	851
Humaines	9	6	12
Animales	1087	968	839
Mammifères	1055	911	809

2. Indépendance des observations

La relation entre le temps d'indépendance des observations considéré et le RAI des 3 espèces les plus observées est présentée à la figure 13. A noter que le cerf élaphe (*Cervus elaphus*, L.) n'a été observé qu'en forêt de Saint-Michel-Freyr.

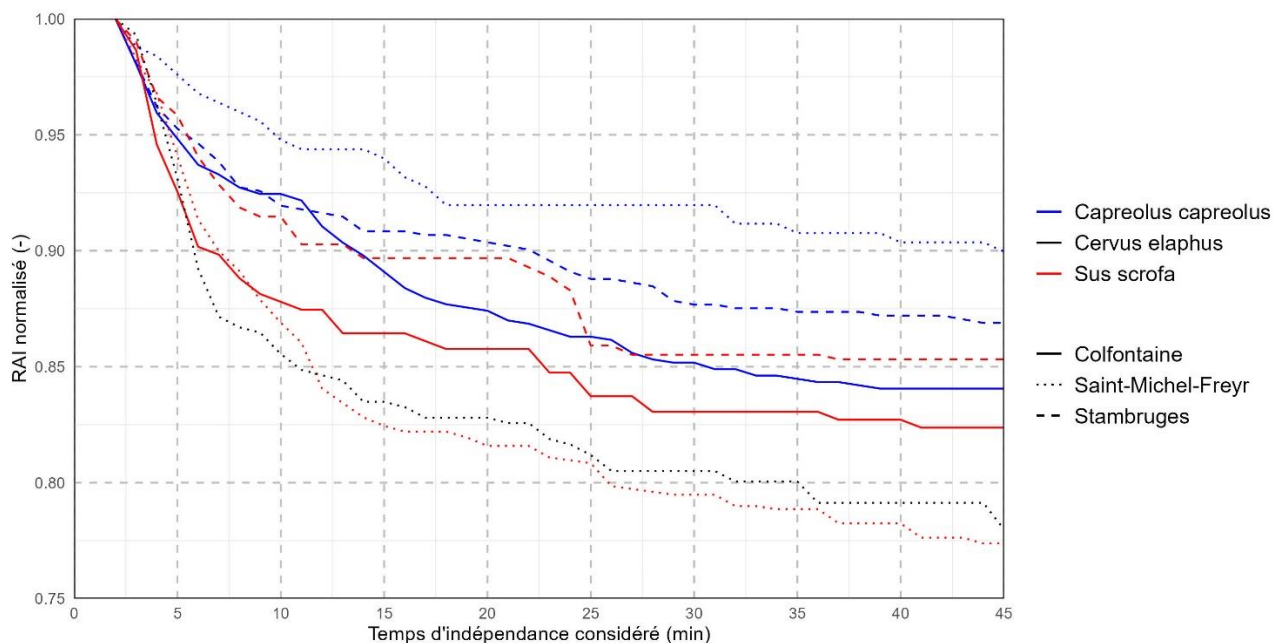


Figure 13 : RAI normalisé des 3 espèces les plus fréquemment observées par site (axe y) en fonction du temps d'indépendance des observations considéré (axe x, en minutes).

Pour des temps d'indépendance inférieurs à 5 minutes, on observe une chute importante du RAI pour tous les sites et toutes les espèces, descendant jusqu'à 92,5% de sa valeur initiale. Ceci démontre déjà un impact considérable du choix de ce temps sur les résultats des données. Pour des valeurs supérieures à 25 minutes, la décroissance est plus linéaire, cette influence semble plus modérée.

Les RAI du sanglier d'Europe (*Sus scrofa*, L.) baissent de manière importante dans un premier temps, avec un point d'inflexion clair se situant aux alentours de 10 minutes. En ce qui concerne le chevreuil (*Capreolus capreolus*, L.), ce point est moins clair mais on peut noter une stabilisation de la décroissance dès 20 minutes. Pour le cerf à Saint-Michel-Freyr, un premier point d'inflexion clair se situe aux environs de 7 minutes, et la décroissance se stabilise après 25 minutes.

L'impact du site semble peu marqué sur le graphe et ne mérite pas d'être souligné.

La présente étude étant multi-espèces, un seuil a été apprécié de manière visuelle et subjective. La valeur de 15 minutes est celle qui s'approchait le plus d'un point d'inflexion commun au vu des différentes courbes. C'est donc celle-ci qui a été retenue pour la suite des analyses.

3. Résultats d'inventaire spécifique

3.1. Richesse spécifique, composition et abondance

A travers les trois sites, 14 espèces de mammifères sauvages différentes ont été détectées. Les espèces sont représentées dans un diagramme de Venn à la Figure 14.

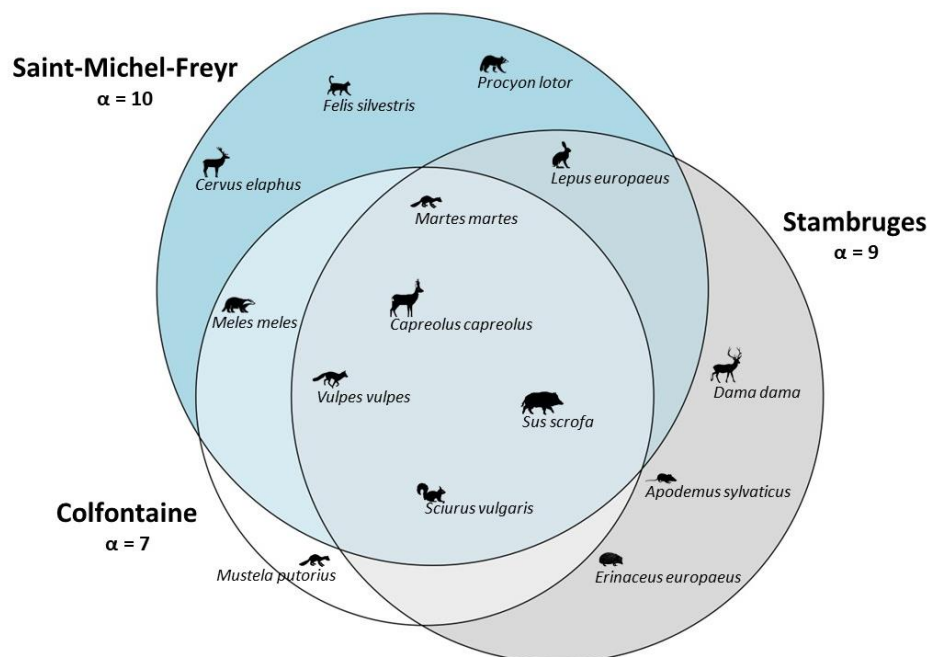


Figure 14 : Espèces observées à travers les différents sites. Le pool observé par site est représenté dans un cercle coloré, les intersections représentant les espèces communes.

Le site de Saint-Michel-Freyr se distingue notamment par une richesse spécifique observée plus importante (10 espèces), notamment grâce à la présence du cerf, du raton laveur commun (*Procyon lotor*, L.) et du chat forestier (*Felis silvestris*, S.), non retrouvés dans les autres massifs. Entre les massifs

hennuyers, on note une richesse spécifique observée plus importante à Stambruges qu'à Colfontaine, respectivement 9 et 7 espèces. Le putois commun (*Mustela putorius*, L.) et le blaireau européen (*Meles meles*, L.) ont été retrouvés uniquement sur le massif de Colfontaine, là où le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*, P.), le mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*, L.), le daim européen (*Dama dama*, L.) et le hérisson commun (*Erinaceus europaeus*, L.) n'ont été observés qu'en forêt indivisée de Stambruges.

Les 5 espèces observées sur tous les sites sont le chevreuil, le sanglier, le renard roux (*Vulpes vulpes*, L.), l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*, L.) et la martre des pins (*Martes martes*, L.)

Un résumé des observations par site et par espèce est colligé au Tableau 3.

Tableau 3 : Nombre d'observations indépendantes (#), RAI et PAO par site et par espèce sur la période d'intérêt, dans l'ordre décroissant des fréquences d'observations. Deux observations sont considérées comme dépendantes dès lors qu'une même espèce est capturée avec un même appareil sous un seuil de 15 minutes. 'Felis catus' et 'Canis lupus familiaris' sont mises à part car, en tant qu'espèces domestiquées, celles-ci ne sont plus considérées dans la suite des analyses.

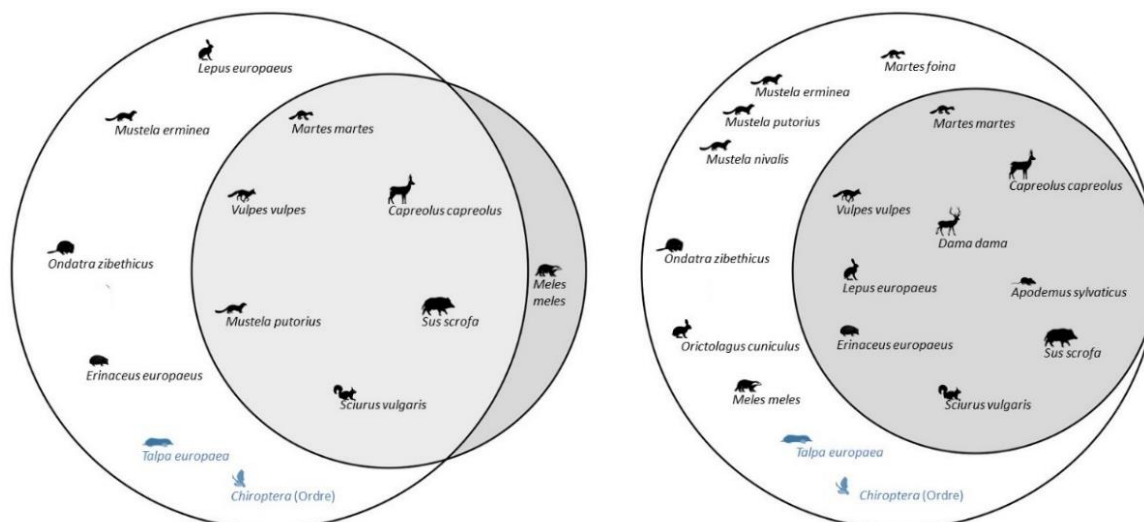
Espèce	Colfontaine			Stambruges			Saint-Michel-Freyr		
	#	RAI	PAO	#	RAI	PAO	#	RAI	PAO
<i>Capreolus capreolus</i> (L.)	822	0,672	1,000	543	0,487	1,000	210	0,165	1,000
<i>Sus scrofa</i> (L.)	175	0,143	1,000	233	0,209	0,929	297	0,233	0,857
<i>Vulpes vulpes</i> (L.)	25	0,020	0,429	74	0,066	0,857	47	0,037	0,786
<i>Martes martes</i> (L.)	9	0,007	0,286	10	0,009	0,214	4	0,003	0,286
<i>Sciurus vulgaris</i> (L.)	4	0,003	0,143	9	0,008	0,357	11	0,009	0,286
<i>Meles meles</i> (L.)	2	0,002	0,071	0	0,000	0,000	1	0,001	0,071
<i>Mustela putorius</i> (L.)	1	0,001	0,071	0	0,000	0,000	0	0,000	0,000
<i>Lepus europaeus</i> (P.)	0	0,000	0,000	15	0,013	0,214	3	0,002	0,143
<i>Apodemus sylvaticus</i> (L.)	0	0,000	0,000	6	0,005	0,143	0	0,000	0,000
<i>Dama dama</i> (L.)	0	0,000	0,000	6	0,005	0,214	0	0,000	0,000
<i>Erinaceus europaeus</i> (L.)	0	0,000	0,000	1	0,001	0,071	0	0,000	0,000
<i>Cervus elaphus</i> (L.)	0	0,000	0,000	0	0,000	0,000	183	0,144	1,000
<i>Procyon lotor</i> (L.)	0	0,000	0,000	0	0,000	0,000	30	0,024	0,571
<i>Felis silvestris</i> (S.)	0	0,000	0,000	0	0,000	0,000	22	0,017	0,571
<i>Felis catus</i> (L.)	16	0,013	0,286	14	0,013	0,071	0	0,000	0,000
<i>Canis lupus familiaris</i> (L.)	1	0,001	0,071	0	0,000	0,000	1	0,001	0,071

On note que le chevreuil a été observé sur tous les points d'échantillonnage (PAO = 1) et que le sanglier a été observé à tous les points à Colfontaine, à 13 points à Stambruges et 12 à Saint-Michel-Freyr. Sur ce dernier site, le cerf a été observé à tous les points. Le raton-laveur et le chat forestier, présents uniquement là-bas, ont été observés peu fréquemment (respectivement à 30 et à 22 reprises), mais sur plus de la moitié des points d'échantillonnage.

La présence du renard a été bien plus remarquée à Stambruges que sur les autres sites. Les espèces non-citées ont été observées de manière plus anecdotiques (entre une et 15 observations).

Plus d'espèces domestiques ont été observées à Colfontaine qu'à Stambruges. En effet, une occurrence de chien (*Canis lupus familiaris*, L.) et 16 de chats (*Felis catus*, L.) ont été relevées à Colfontaine, contre 14 chats à Stambruges.

3.2. Comparaison des observations avec les données des portails de sciences citoyennes



Figures 15 et 16 : Comparaison de la composition en espèces observée avec les observations par pièges photographiques (cercle grisé) et les recensements issus des portails de sciences citoyennes (cercle blanc). Colfontaine à gauche, Stambruges à droite. Les espèces présentes dans les observations visuelles mais difficilement capturable par camera traps sont représentées en bleu.

Des diagrammes de Venn illustrant les différences entre les espèces observées par pièges photographiques et par observations directes sont présentés aux figures 15 et 16. A Stambruges, 7 espèces théoriquement présentes et capturable avec des pièges photographiques n'ont pas été enregistrées, dont 3 espèces du genre *Mustela*. A Colfontaine, ce nombre s'élève à 4.

A travers les deux sites, l'unique espèce qui n'était pas recensée dans les observations visuelles mais détectée par camera-traps est le blaireau.

En prenant en considération les observations visuelles, la présence de 17 espèces de mammifères sauvages non-volants a été décelée à Stambruges et 14 à Colfontaine. La totalité des espèces observées sur le deuxième site a été observée sur le premier.

3.3. Courbes d'accumulation

Les courbes d'accumulation représentant la richesse spécifique observée en fonction de l'effort d'échantillonnage sont présentées aux figures 17 et 18. Les premières prennent en considération la totalité des espèces mammifères sauvages observées, les deuxièmes ne concernent que les cinq espèces observées à travers tous les massifs

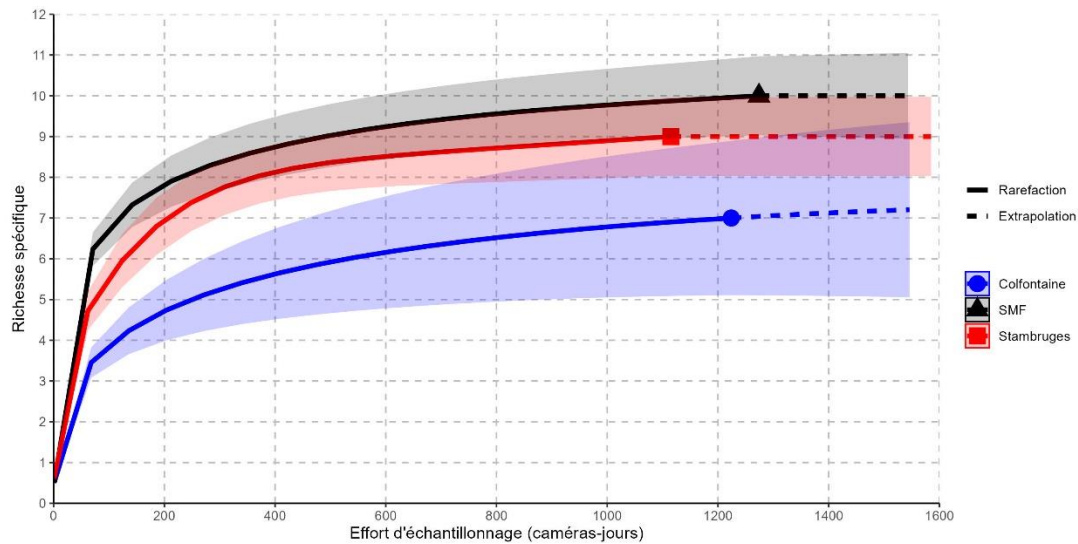


Figure 17 : Richesse spécifique observée en mammifères sauvages en fonction de l'effort d'échantillonnage (exprimé en caméras-jours) sur les massifs.

Les courbes d'accumulation totales ont une allure très similaire pour les 3 massifs. Les points finaux se situent toutefois à un seuil d'effort différent, correspondant à l'effort total propre à chaque site. La richesse spécifique observée totale correspond au nombre d'espèces enregistré décrit plus haut, avec une différence fortement marquée entre les sites, et ce dès un effort de 100 caméras-jours. Avant ce délai, les trois courbes sont marquées par une très forte augmentation de la richesse observée. Après 500 caméras-jours, les trois inventaires ont couvert chacun 85% de la diversité totale observée.

Le site de Colfontaine se distingue des deux autres par son intervalle de confiance très large et la partie extrapolée de la courbe semble indiquer que certaines espèces ne sont pas encore inventoriées. A Stamburges et Saint-Michel-Freyr, aucun plateau ne semble jamais réellement atteint, mais les extrapolations semblent indiquer qu'un effort plus important n'aura pas pour conséquence de faire augmenter le nombre d'espèces observées.

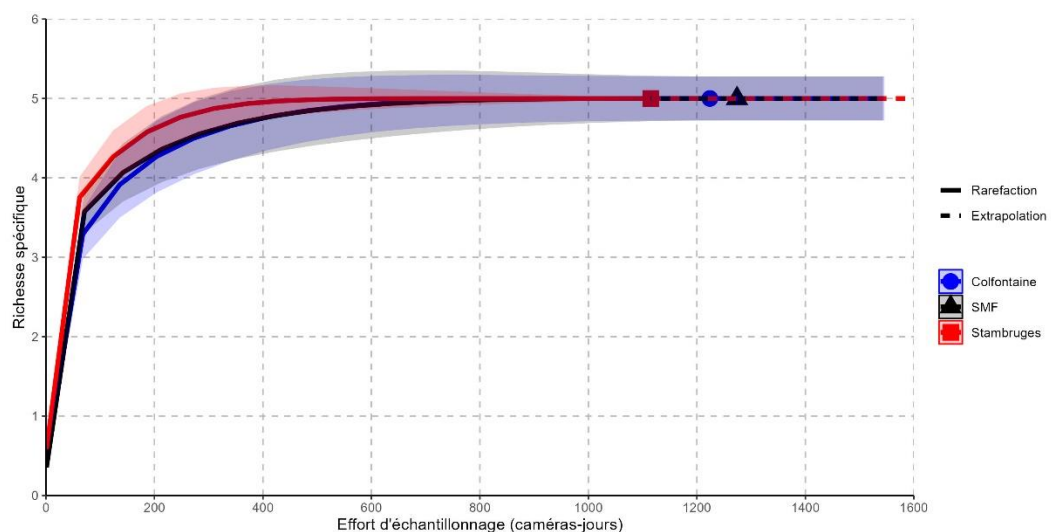
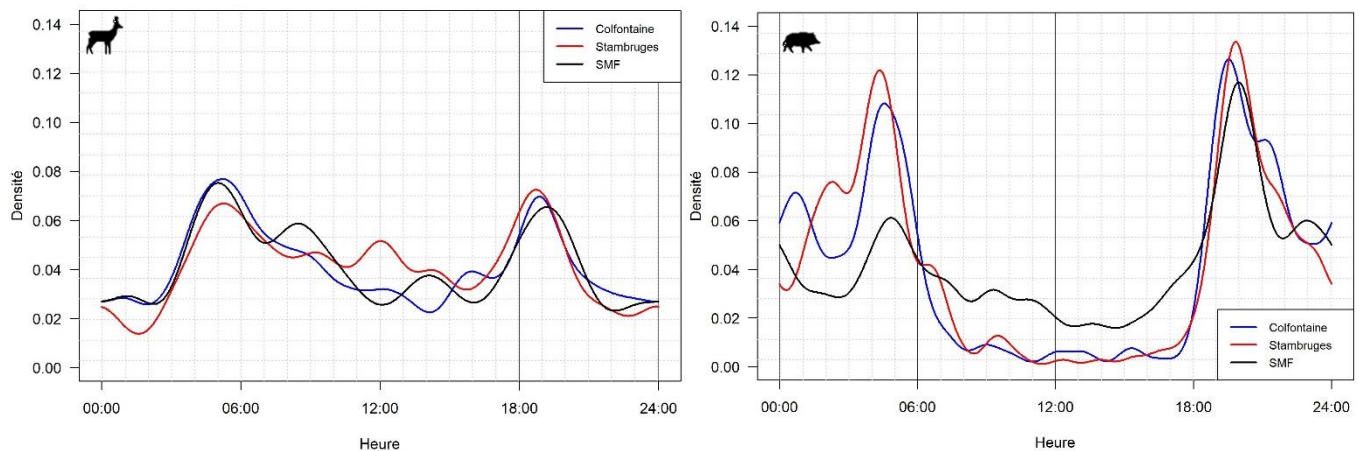


Figure 18 : Richesse spécifique observée en mammifères sauvages en fonction de l'effort d'échantillonnage (exprimé en caméras-jours). Les courbes sont restreintes aux 5 espèces communes à l'ensemble des massifs (à savoir : *Capreolus capreolus*, *Sus scrofa*, *Vulpes vulpes*, *Sciurus vulgaris* et *Martes martes*).

Les courbes d'accumulation ne concernant que les espèces communes ne sont pas marquées par une forte différence inter-sites. On peut remarquer que la courbe du massif de Stamburges arrive au seuil de 5 espèces aux environs de 500 caméras-jours, là où il faut attendre 750 caméras-jours pour les autres. Les intervalles de confiance à 0.95 se superposent toutefois fortement, laissant douter de la significativité de la différence entre les courbes, déjà faible. En considérant ces intervalles, on peut noter que 4 des 5 espèces majoritairement observées sont recensées après 250 caméras-jours sur tous les sites.

3.4. Rythmes d'activité

Les rythmes d'activité des deux espèces majoritairement observées sont repris aux figures 19 et 20.



Figures 19 et 20 : Répartition des observations des 2 espèces majoritairement observées (*Capreolus capreolus* à gauche et *Sus scrofa* à droite) (en %, ordonnées) sur les 3 sites en fonction des heures de la journée (abscisses).

Le rythme d'activité du chevreuil affiche des tendances peu claires et les densités d'observation ne dépassent jamais 0.08. Deux pics d'activité importants sont toutefois bien visibles et similaires dans les 3 sites. Le premier entre 4h et 6h, et le second entre 18h et 20h. Au-delà, les modèles montrent dans l'ensemble un rythme relativement calme la nuit et fort confus le jour.

Le rythme du sanglier est de son côté bien marqué dans tous les massifs. Cette démarcation est encore plus claire du côté hennuyer que du côté ardennais : pour le premier, la densité des observations approche 0 entre 8h et 17h, alors que l'on constate une activité diurne à St-Michel-Freyr. On retrouve toujours deux pics d'activité importants, le premier entre 4h et 5h, et le second entre 19h et 21h. Les tendances sont moins observables la nuit, les densités d'activités y sont plus désordonnées.

4. Optimisation de l'échantillonnage par déplacement

Les valeurs des 4 indicateurs pour les simulations d'échantillonnage par déplacement et d'échantillonnages linéaires pour chacun des sites sont présentées par site, aux Figures 21, 22 et 23.

4.1. Saint-Michel-Freyr

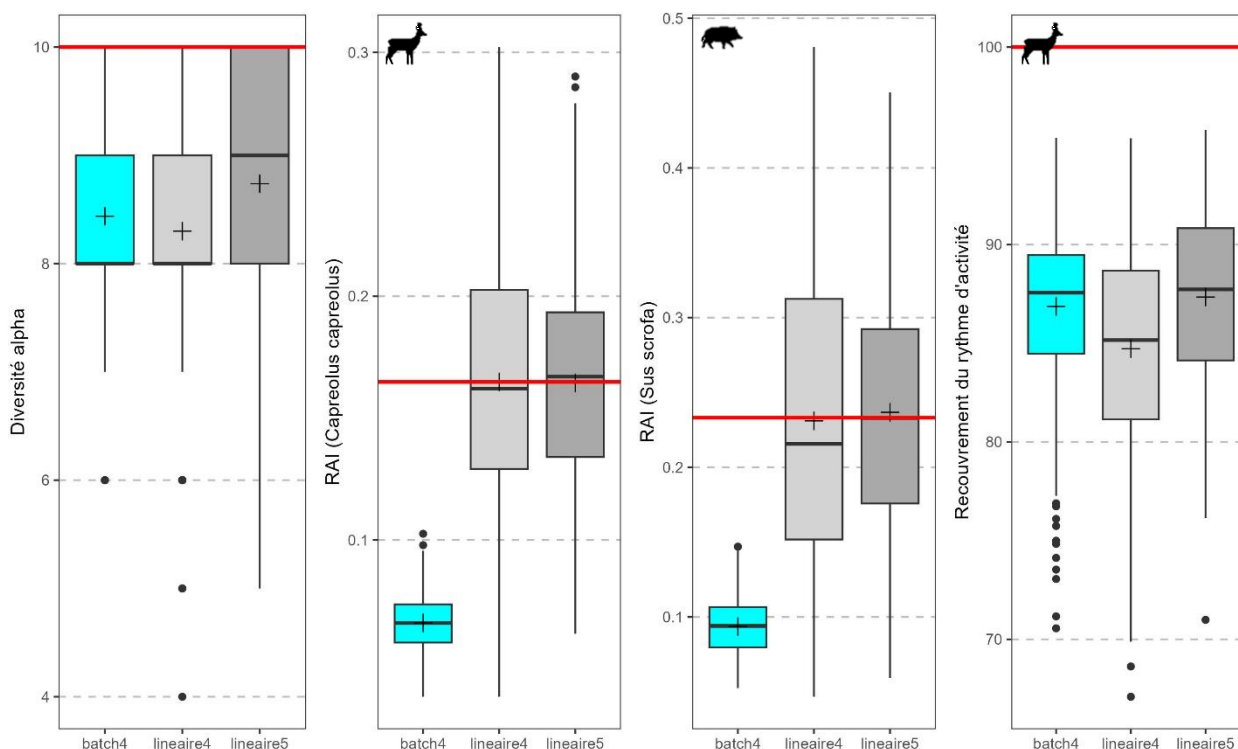


Figure 21 : Etendue des valeurs des 4 indicateurs (de gauche à droite : richesse spécifique, RAI de *Capreolus capreolus*, RAI de *Sus scrofa* et recouvrement du rythme d'activité de *Capreolus capreolus*) à travers les 450 simulations pour chacun des 3 différents scénarios d'échantillonnage testés avec les données de Saint-Michel-Freyr. La ligne rouge horizontale représente la valeur de référence. La croix noire indique la valeur moyenne.

Sur le massif de Saint-Michel-Freyr, les résultats des indicateurs affichent des tendances différentes.

Pour une utilisation de 4 caméras, la richesse spécifique observée moyenne à travers les simulations est légèrement plus élevée dans les échantillonnages par batch que dans les échantillonnages linéaires. La première s'élève à 8,44, la seconde à 8,33 et la valeur médiane se situe toujours à 8. Le scénario qui utilise 5 caméras de manière linéaire performe tout de même légèrement mieux (moyenne à 8,74 et médiane à 9). Dans les 3 cas, il arrive que certaines simulations atteignent la valeur de référence (10 espèces).

L'étendue des valeurs des RAI des 2 espèces est plus grande dans les scénarios dits linéaires que dans celui en batch, jusqu'à 4 fois plus pour les premiers.

En observant l'indice de taux de recouvrement du rythme d'activité, on note que les modèles recouvrent en moyenne légèrement plus le modèle de référence dans les inventaires en batch que dans les inventaires linéaires avec 4 caméras (86,86% pour le premier, 84,72% pour le second). Les scénarios linéaires avec 5 caméras affichent eux encore une performance légèrement meilleure sur cet indicateur (87,34 %). Dans tous les cas, les résultats sont encore loin d'un recouvrement total du rythme d'activité.

Il est essentiel de ne pas oublier que le scénario *linéaire5* ne représente pas un effort d'échantillonnage similaire, comptant 91 caméras-jours supplémentaires.

4.2. Colfontaine

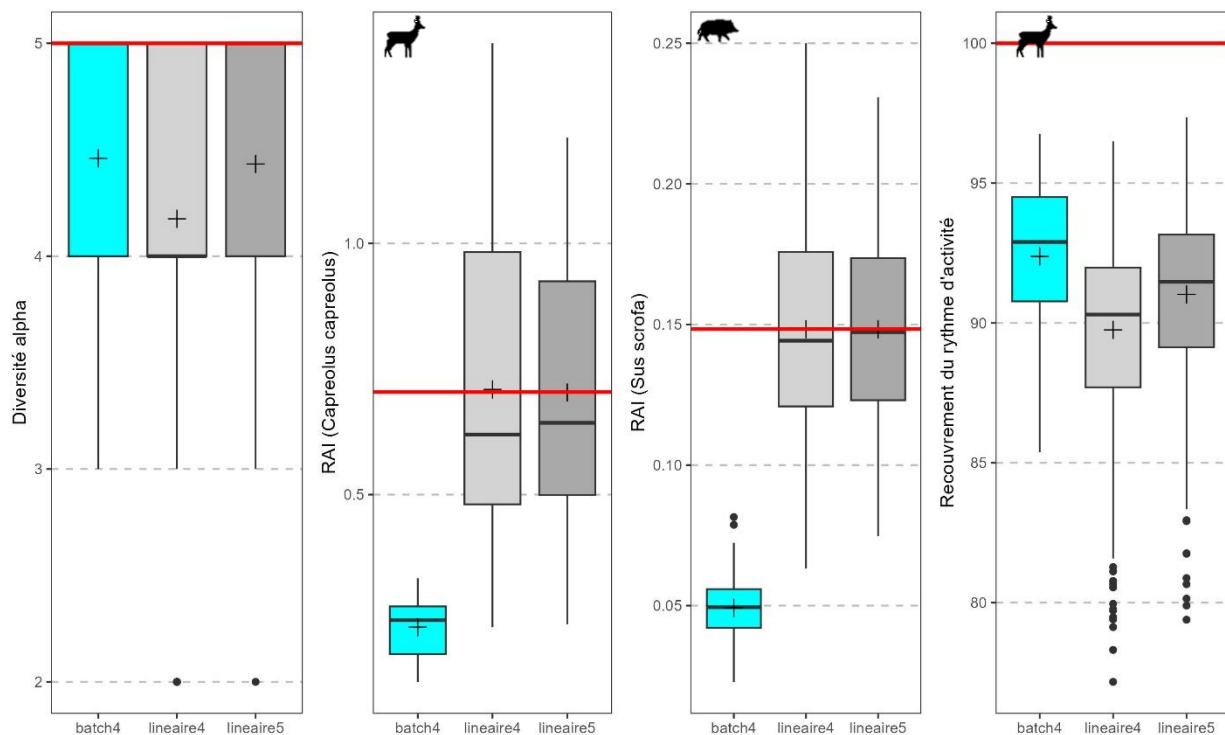


Figure 22 : Etendue des valeurs des 4 indicateurs (de gauche à droite : richesse spécifique, RAI de *Capreolus capreolus*, RAI de *Sus scrofa* et recouvrement du rythme d'activité de *Capreolus capreolus*) à travers les 450 simulations pour chacun des 3 différents scénarios d'échantillonnage testés avec les données de Colfontaine. La ligne rouge horizontale représente la valeur de référence. La croix noire indique la valeur moyenne.

La diversité alpha observée moyenne est ici plus élevée dans le scénario *batch4* que dans les autres. La moyenne du premier est de 4,46, contre 4,18 et 4,44 pour les deux autres. Il arrive aux 3 scénarios d'atteindre la valeur de référence (5). Seuls les scénarios linéaires n'enregistrent de temps à autre que 2 espèces différentes.

L'étendue des valeurs pour les deux RAI est toujours bien plus faible avec les inventaires par déplacement qu'avec les inventaires linéaires. On retrouve une plage de valeurs jusqu'à 6 fois plus large pour le RAI de *Capreolus capreolus* et jusqu'à 3 fois plus large pour le RAI de *Sus scrofa*.

En termes de recouvrement du rythme d'activité, le scénario par batch performe en moyenne mieux que les deux autres, avec un taux moyen de 92,38% contre 89,75% pour *lineaire4* et 91,02% pour *lineaire5*.

4.3. Stambruges

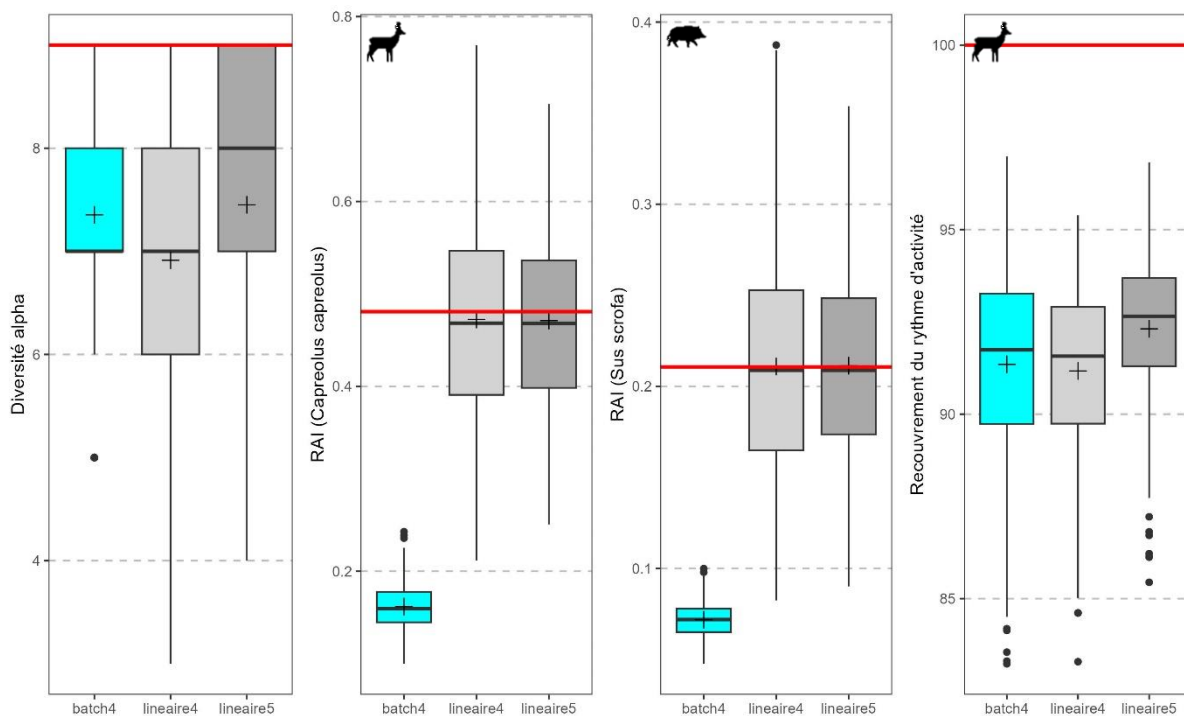


Figure 23 : Etendue des valeurs des 4 indicateurs (de gauche à droite : richesse spécifique, RAI de *Capreolus capreolus*, RAI de *Sus scrofa* et recouvrement du rythme d'activité de *Capreolus capreolus*) à travers les 450 simulations pour chacun des 3 différents scénarios d'échantillonnage testés avec les données de Stambruges. La ligne rouge horizontale représente la valeur de référence. La croix noire indique la valeur moyenne.

Sur le site de Stambruges, la différence entre la richesse spécifique inventoriée moyenne est faible, bien qu'elle soit plus élevée avec les simulations de *batch4* que celles de *lineaire4*. Elle s'élève ainsi à 7,35 pour les simulations par déplacement et à 6,91 et 7,45 pour celles linéaires. On note que tous les scénarios atteignent au moins 70 fois la diversité maximale. Pour les scénarios par batch, 25 simulations (considérées comme des *outliers*) ont inventorié moins de 7 espèces.

Sans surprise, la plage des valeurs des RAI des 2 espèces considérées ici est bien plus réduite pour l'échantillonnage par batch que pour l'échantillonnage linéaire.

Les taux moyens de recouvrement des rythmes d'activité sont élevés dans les simulations sur le site de Stambruges. Le scénario *batch4* semble légèrement mieux performer que *lineaire4*, avec une moyenne à 91,35% pour le premier et 91,17% pour le second. Le scénario *linéaire5* semble toutefois rester dominant et affiche 92,31% de taux de recouvrement. Ce sont les simulations par déplacement qui génèrent toutefois les modèles présentant des taux de recouvrement les plus hauts.

4.4. Généralisations

Après ces interprétations, plusieurs généralités peuvent être tirées des simulations à travers tous les massifs. En ce qui concerne la richesse spécifique observée au travers des scénarios utilisant 4 caméras, le scénario par batch apporte des résultats plus concluants que le scénario linéaire sur tous les sites. Le scénario sans déplacement avec 5 caméras reste cependant presque toujours plus efficace sur cet indicateur.

L'étendue des valeurs des RAI de *Capreolus capreolus* et *Sus scrofa* est toujours bien plus faible à travers les simulations d'inventaires par batch que linéaires, et cette différence est fortement marquée. Bien que cela impacte peu les conclusions, on peut noter que les RAI moyens s'approchent toujours plus des RAI totaux avec les scénarios *linéaire* que les scénarios *par batch*.

Les taux de recouvrement des modèles de rythmes d'activité générés au travers des simulations varient entre 70 et 97%. Sur ce point, les résultats varient fortement d'un site à l'autre.

Sans surprise, on peut également souligner que le scénario *lineaire5* performe toujours mieux que le scénario *linéaire4*, et ce à travers tous les indicateurs. Le premier comptant 90 jours d'effort supplémentaires, cette conclusion paraît cohérente.

V. Discussion

1. Indépendance des observations

1.1. Conclusions

L'exploration de la relation entre le temps d'indépendance des observations considéré et le RAI des trois espèces les plus observées a permis de tirer quelques conclusions solides. Les analyses confirment avant tout que le choix de l'intervalle exerce une influence significative sur la densité des observations, en particulier dans les 30 premières minutes. Avant 10 minutes, la variabilité du RAI pour les espèces considérées est considérable et ne peut décemment pas être négligée.

La différence entre les 7 courbes démontre bien la variabilité inter-sites et inter-espèces. Ceci rejoint l'idée que la pertinence comme la valeur de cette correction est spécifique et fonction des caractéristiques des espèces comme leur biologie, leur activité ou leur comportement (Sollmann, 2018; Yasuda, 2004). Ceci confirme aussi qu'elle est liée au contexte de l'étude (densité, période, taille moyenne des groupes...) et doit être adaptée à ses objectifs (Yasuda, 2004).

La définition de ce temps d'indépendance est donc capitale et ne devrait donc pas être définie de manière globale et arbitraire, au risque de générer un trop grand biais, principalement sur les indicateurs de densité. Ce temps d'indépendance devrait être défini sur base du jeu de données lui-même, et adapté à chaque espèce.

1.2. Limites et perspectives

La valeur définie ici est donc propre au contexte et se doit d'être redéfinie pour chaque étude. Cette définition doit être particulièrement explorée dans le cas d'une étude spécifique et prendre en compte les meilleures connaissances de l'espèce étudiée (Sollmann, 2018).

Pour déterminer de manière objective le point d'inflexion, on peut recourir à des approches statistiques telles que l'analyse dérivée ou les régressions segmentées pour repérer le point de rupture. Développer ces outils offrirait la possibilité de standardiser l'évaluation du temps d'indépendance seuil, afin de l'adapter aisément à chaque étude et à chaque espèce.

2. Résultats d'inventaire spécifique

2.1. Richesse spécifique, composition et abondance

Avant toute conclusion, il est essentiel de préciser encore une fois qu'une espèce non observée n'est pas synonyme direct d'une absence sur le site et que les résultats se doivent donc d'être interprétés avec circonspection.

L'absence d'observation du cerf et du chat forestier sur les sites hennuyers était prévisible. Ces deux espèces ne sont présentes en Belgique qu'en région continentale. Leur absence sur le site peut

donc être certainement considérée comme pertinente. En ce qui concerne le raton laveur, le portail d'observations citoyennes observations.be a recensé entre 2018 et 2023 bien moins d'observations au nord du sillon Sambre et Meuse qu'au sud (*Observations.be*, 2023). L'absence du raton sur les sites ne peut donc pas être déterminée avec certitude mais semble extrêmement probable. La présence de daims à Stambruges est *a priori* plutôt surprenante ; ceux-ci viennent en réalité d'une échappée d'un élevage privé en 2022 (Amadeo Tenaglia, communication personnelle). L'absence d'observations d'espèces de petites tailles sur certains sites ne permet aucune conclusion forte quant à leur occurrence. Leur biologie les rend inévitablement moins détectables par les caméras (J. Rowcliffe et al., 2011; Tobler et al., 2008) et, en outre, moins visibles sur les images. En ce qui concerne le mulot sylvestre, les fréquences d'observations peuvent également varier fortement d'une année à l'autre, notamment en fonction des fructifications forestières. Il faut donc garder à l'esprit que deux années séparent les données ardennaises et hennuyères. La non-observation d'espèces comme le lièvre ou le Lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*, L.) peut s'expliquer par leur préférence aux milieux de lisière. Leur taux d'observation est certainement lié au positionnement des caméras sur les sites.

En termes d'animaux domestiques, on note de nombreuses observations de chats domestiques dans les massifs hennuyers, contre aucune à Saint-Michel-Freyr. Leur abondance peut être la conséquence de la forte proximité des habitations, les sites étant situés dans des zones fort denses.

Comme discuté plus tôt, les indices d'abondance relative ne permettent aucune conclusion robuste quant aux densités de populations, les taux de détection bruts étant impactés par de trop nombreux facteurs confondants. Cependant, les conditions d'échantillonnage étant hautement similaires dans les 3 sites, l'indice peut servir à comparer les résultats entre eux.

La différence entre les RAI du chevreuil sur les 3 sites peut être soulignée. En prenant le massif de Saint-Michel-Freyr comme référence, l'indice est 4 fois plus important à Colfontaine et 3 fois plus important à Stambruges. Ces résultats suggèrent une densité bien supérieure dans les massifs hennuyers en 2023 que dans la zone échantillonnée du massif de Saint-Michel-Freyr en 2021. Les indices d'abondance relative du sanglier sont bien plus concordants, laissant à penser que les densités sont également similaires. La surface d'étude en Ardenne, située au sein d'un massif plus important, est toutefois un peu trop restreinte pour estimer une densité de population fiable. Un élément influent pourrait également être lié aux mouvements des individus, qui causent l'augmentation du RAI. Les observations de renard à Stambruges sont 3 fois plus nombreuses qu'à Colfontaine et 1,5 fois plus nombreuses qu'à Saint-Michel-Freyr. Celles-ci laissent à penser que l'espèce est bien plus abondante dans ce massif. En ce qui concerne les autres espèces observées, le nombre trop faible d'observations ne permet pas d'établir des conclusions probantes.

2.2. Comparaison aux données des portails de sciences citoyennes

Les comparaisons avec les données des portails d'observations citoyennes doivent être nuancées. En effet, celles-ci sont, pour la grande majorité, issues de portails d'observations citoyennes dont les plus anciennes datent de 1998. Les observations n'étant pas toutes validées par des experts (cf. Annexe 2), leur fiabilité est légère et il est probable que la reconnaissance de certaines espèces soit erronée. En outre, leur ancienneté confirme que la présence des espèces notées ne doit en aucun cas être considérée comme une vérité absolue. A titre d'exemple, la présence du rat musqué (*Ondatra zibethicus*, L.), espèce qui n'est plus observée depuis 2019 à Colfontaine et depuis 2014 à Stambruges,

ne peut être garantie. Il en est de même pour les espèces du genre *Mustela* à Colfontaine, observées chacune une seule fois au début des années 2010.

L'observation des mustélidés du genre *Mustela* et *Martes* doit elle aussi être considérée avec précaution. Le caractère nocturne de ces animaux et leur petite taille rend la distinction de l'espèce difficile, tant au travers des images capturées que sur le terrain. Ceci laisse présager que d'autres espèces que la martre des pins pourraient être masquées derrière les 24 observations réalisées avec les pièges photographiques.

Quoi qu'il en soit, les résultats discutés ici démontrent la complémentarité des inventaires par pièges photographiques avec les données des portails d'observations citoyennes. Les premiers permettent d'observer des espèces plus cryptiques et discrètes, là où les seconds offrent la possibilité d'observer des espèces plus petites et spécifiques à certains milieux, difficilement détectables autrement que *de visu*.

2.3. Courbes d'accumulation

Les courbes d'accumulation ont permis de fournir de nombreuses informations sur l'exhaustivité des inventaires en termes de diversité. Déjà, la forte croissance au début des trois courbes est notable et s'explique par la grande proportion d'espèces abondantes (Rovero et al., 2010) : le chevreuil, le sanglier et le renard dominant largement les trois communautés, complétés du cerf en forêt ardennaise. Cette rapide ascendance permet de garantir le recensement de 70 à 80% de la diversité totale observée après un effort d'échantillonnage de 350 caméras-jours sur les trois sites. Ce ratio augmente à 85% après 500 caméras-jours et 90% après 750 caméras-jours.

Le millier de caméras-jours (objectif d'effort fixé et atteint) ne semble toutefois pas encore suffisant pour inventorier toute la diversité : aucune des trois courbes ne semble avoir réellement atteint l'asymptote recherchée (Gotelli & Colwell, 2001). C'est l'occasion de s'attarder d'ailleurs sur les parties extrapolées des courbes, qui semblent ne pas concorder avec les observations citoyennes sur les sites de Colfontaine et de Stambruges. A Stambruges et à Saint-Michel-Freyr, ces extrapolations laissent présager qu'aucune autre espèce ne sera observable malgré un effort plus important, ce qui semble plutôt surprenant.

La question de la présence de certaines espèces non-observées sur certains massifs, en particulier les espèces de mustélidés, souvent très furtives, reste donc ouverte.

Outre la diversité totale inventoriée, l'allure similaire des trois courbes suggère que les communautés ont une structure similaire et que l'effort de capture à fournir ne doit pas grandement différer de l'un à l'autre. On ne distingue d'ailleurs ici aucune différence majeure en fonction de la région biogéographique.

2.4. Rythmes d'activité

Les courbes des rythmes d'activité apportent des informations sur les comportements du sanglier et du chevreuil. Pour le sanglier, on peut clairement conclure à une activité accrue à deux moments de la journée, qui s'apparentent à l'aube et au crépuscule. Au-delà, son activité semble majoritairement nocturne. La courbe d'activité dans le massif continental en 2021 se démarque nettement des deux autres par plus d'activité diurne. Le chevreuil semble avoir deux pics d'activité également à des heures similaires, bien que ceux-ci soient moins marqués.

Il est primordial de garder à l'esprit que les massifs inventoriés sont fréquentés par le public, ce qui peut très nettement influencer les rythmes de la faune. Les sites de Stambuges et de Colfontaine sont particulièrement concernés étant donné leur plus grand rôle touristique. La transformation de l'heure d'horloge en heure solaire pose plusieurs questions également. Le procédé de la fonction *solartime* du package *activity*, bien qu'il soit expliqué en détail dans la littérature qui s'y rapporte (Frey et al., 2017; Nouvellet et al., 2012; Vazquez et al., 2019), reste un peu « boîte noire » et ne permet pas d'avoir la main sur tous les paramètres. La fonction n'offre par exemple pas la possibilité d'afficher graphiquement les deux points d'ancrage. Les conclusions restent donc très relatives et non absolues.

2.5. Limites et perspectives

Bien que de nombreux résultats aient pu être discutés ici, un inventaire couvrant une période plus longue et, de ce fait, bénéficiant d'un effort de capture plus grand pourrait apporter de nouveaux éléments intéressants. Il permettrait par exemple d'observer la présence éventuelle de certaines espèces encore non observées comme certains mustélidés, ou de confirmer l'asymptote actuellement encore floue des courbes d'accumulation. Collectés à une autre période de l'année, les résultats en termes de densité d'observation, et donc d'indice d'abondance, pourraient être autres.

Les conclusions possibles avec cet indice sont d'ailleurs limitées, au vu de ses nombreux biais déjà largement discutés. L'application de modèles statistiques plus poussés comme le *Random Encounter Model* pourrait évaluer les densités de manière plus précise et plus standardisée.

L'analyse des rythmes d'activité pourrait être approfondie. Une comparaison des courbes obtenues ici avec celles détaillées dans la littérature serait judicieuse afin de détecter de potentielles différences propres aux sites étudiés. L'intérêt et l'impact de la méthodologie de construction des courbes sur l'heure solaire pourraient également être évalués. Pour ce faire, les courbes obtenues ici pourraient être confrontées à celles basées sur l'heure d'horloge, en s'inspirant de ce qu'ont fait Vazquez et al. (2019). Afin d'évaluer l'impact du dérangement humain sur les populations d'ongulés, la corrélation entre leur activité et celle du public pourrait être analysée, à la manière de ce qu'a fait Cyrille Globen dans le cadre de son travail de fin d'études (Globen, 2023).

Au vu de la surface limitée des massifs et de leur homogénéité, les types de milieu échantillonnés n'ont pas été pris en compte dans l'analyse des résultats. Sur des sites de plus grandes surfaces et plus hétérogènes, une stratification des résultats par habitat apporterait de nombreuses informations supplémentaires : heures de fréquentation, espèces de prédilection, courbes d'accumulations propres à chacun, etc.

3. Scénarios d'optimisation de l'échantillonnage

3.1. Conclusions

Le scénario d'échantillonnage par batch a pour objectif premier de diminuer les coûts matériels et humains d'un inventaire par pièges photographiques dit « linéaire » et tel que réalisé dans le cadre de la présente étude. Ce scénario ne mobilise en effet que quatre appareils sur une durée de trois mois. Sur le terrain, le contrôle mensuel des appareils serait donc remplacé par leur déplacement. Bien que cette manœuvre nécessite un certain investissement de temps, celui-ci serait *a priori* compensé par un échantillonnage plus exhaustif et plus précis. Des conclusions solides quant à la pertinence de ce type

de scénario auraient donc des implications concrètes en termes de gestion pour l'avenir des inventaires wallons par pièges photographiques.

Ce scénario est d'abord comparé au scénario *linéaire4*, qui représente donc le même effort d'échantillonnage. Ainsi, les 1350 simulations de ces inventaires par déplacement affichent en moyenne de meilleures performances au travers des 3 sites et des 4 indicateurs. Ces résultats suggèrent que la stratégie d'inventaire proposée est préférable, que ce soit pour le recensement de la richesse spécifique ou pour la récolte d'informations sur la faune (comme les rythmes d'activité ou l'indice d'abondance relative, testés ici). Avec 364 jours d'effort, cette stratégie permet d'observer 80% des espèces recensées au total et de modéliser un rythme d'activité qui couvre en moyenne entre 85% et 95% celui construit sur plus de 1100 caméras-jours. Les RAI simulés au travers de ce scénario ont également des valeurs bien moins variables et donc bien plus précises et cohérentes pour des aspects de monitoring dans la durée à des fins de gestion.

Une fois comparé au scénario *linéaire5*, comptant 90 caméras-jours d'effort supplémentaires, la pertinence du scénario *batch4* est plus discutable. L'indicateur de variabilité du RAI est de son côté sans appel : l'étendue de valeurs de l'indice est bien plus limitée, ce qui laisse à penser que ce type de simulation performe toujours mieux. Les indicateurs de richesse observée et de recouvrement du rythme d'activité sont moins clairs. Les simulations basées sur les données de Colfontaine sont les seules où la stratégie par batch l'emporte en moyenne sur l'autre. Néanmoins, ces différences sont minimales à travers tous les sites, ne permettant aucune conclusion robuste.

Aucune tendance ne semble d'ailleurs se dégager ici en fonction de la région biogéographique : les inventaires dans les massifs hennuyers et le massif ardennais affichent des résultats similaires.

En somme, les simulations laissent à penser que, pour un même effort, la stratégie par batch proposée semble une méthodologie d'inventaire adéquate et plus adaptée que la stratégie linéaire. A l'instar de la stratégie linéaire, elle n'inventorie cependant que 80% de la diversité dans les 3 sites. Les performances sur les indicateurs testés sont équivalentes à la stratégie *linéaire5* envisagée.

3.2. Limites et perspectives

Une certaine modalité de scénario a été développée et testée en profondeur dans le cadre de ce travail. De la même manière à ce qui a été fait ici, de nombreuses autres stratégies et modalités d'échantillonnage peuvent être testées au travers des mêmes indicateurs. Une stratification des tirages aléatoires à chaque simulation pourrait par exemple être envisagée. En bref, les points de données sur lesquels se basent les simulations pourraient préalablement être séparés en un nombre prédéfini de groupes selon leur proximité géographique. Chaque simulation prélèverait ensuite un certain nombre de points dans chaque groupe. Lors de la construction d'un plan d'échantillonnage réel, une attention est en effet portée à garantir une répartition homogène des points parmi la grille afin de recouvrir correctement le site. Ceci permettrait donc d'approcher encore plus ces conditions. Une telle stratification a été imaginée dans le cadre de ce travail mais n'a pas été mise en œuvre. Cette contrainte supplémentaire lors du tirage réduit en effet le nombre de combinaisons uniques et donc de simulations uniques possibles. Un nombre plus important de simulations a été privilégié ici mais une telle modalité telle que détaillée ci-dessus formerait certainement des conclusions intéressantes.

Il est également envisageable de tester des inventaires par « demi-périodes ». Ces scénarios ne laisseraient les caméras actives que 15 jours par mois, en couvrant donc la même période mais avec un effort d'échantillonnage moindre. L'impact de ce scénario sur les indicateurs devrait être comparé à un scénario en tout point identique, avec pour seule différence une continuité de l'activité des caméras à 100%. Une telle stratégie aurait des implications concrètes car elle permettrait de mener deux inventaires de concert, en utilisant les pièges photographiques sur un autre site 15 jours par mois.

Une infinité de modalités d'échantillonnage pourrait être testée de manière similaire, avec pour seules limites l'imagination et les contraintes d'inventaire.

Bien évidemment, les simulations et les tests réalisés ici pourraient être basés sur d'autres sites, d'autres périodes et au moyen d'autres indicateurs afin de tester la validité et l'étendue des conclusions tirées ici. Des sites plus étendus et avec plus de points permettraient un plus grand nombre de simulations. Des tests statistiques sur les moyennes pourraient également être menés afin de tester la robustesse des résultats présentés plus haut.

VI. Description de la contribution personnelle de l'étudiant

Au-delà de la rédaction du présent rapport, l'étudiant a contribué personnellement à plusieurs tâches préparatoires.

- Contact avec les agents de triage (description du projet, accès aux sites, organisation, etc.)
- Elaboration du plan d'échantillonnage et création d'une carte interactive en ligne pour sa validation par les parties prenantes
- Installation, contrôle mensuel et désinstallation des réseaux de pièges photographiques dans le bois de Colfontaine et la forêt indivisée de Stambruges
- Récupération des données, import sur la plateforme Agouti et encodage manuel
- Examen de la littérature scientifique
- Conception de la méthodologie de traitement de données
- Traitement des données avec le langage de programmation R
 - o Prise en main et nettoyage
 - o Sortie des résultats d'inventaire
 - o Etude de la relation entre le RAI et le taux d'indépendance
 - o Simulation de scénarios d'échantillonnage

VII. Conclusions

Ce travail de fin d'étude a démarré avec l'ambition de répondre à trois objectifs distincts et interconnectés. L'acquisition d'informations d'inventaire spécifique sur la faune dans trois massifs forestiers et la comparaison des communautés mammifères entre elles ont composé les deux premières étapes. L'établissement de recommandations et la mise à l'épreuve d'un scénario d'échantillonnage nouveau en a formé une troisième. L'ensemble de ces objectifs s'inscrit dans un contexte de gestion et de conservation de la faune avéré aujourd'hui comme nécessaire en Wallonie ainsi que d'inventaires par pièges photographiques de plus en plus fréquents et démocratisés.

Pour mener à bien ces objectifs, deux réseaux de *camera traps* denses ont été déployés dans deux massifs forestiers de la région du Hainaut, entre avril et juin 2023. Les données collectées ont ensuite été minutieusement traitées, analysées et comparées à celles recueillies dans un massif ardennais durant la même période en 2021. Ce développement a permis de fournir des informations clés concernant la faune présente dans les différents massifs, incluant la richesse spécifique, la composition en espèces, les abondances relatives et les rythmes d'activité. Le lien entre le temps d'indépendance des observations et le RAI a été étudié afin de souligner l'impact considérable de ce paramètre sur les conclusions. En outre, une nouvelle approche d'inventaire, baptisée « par déplacement » ou « batch » a été développée en se basant sur les données collectées. Cette modalité consiste en la relocalisation de 4 caméras chaque mois, couvrant ainsi 12 points d'échantillonnage sur l'ensemble de la période. Elle a été comparée à deux scénarios classiques, dits « linéaires », impliquant l'utilisation de 4 ou 5 caméras fixes au cours des 3 mois. L'évaluation comparative des performances de ces trois approches, réalisée à travers quatre indicateurs d'exhaustivité et de précision de l'inventaire, a porté sur 450 simulations distinctes pour chaque type d'échantillonnage et chaque site.

La question de la généralisation des conclusions tirées à d'autres sites demeure en suspens. Les contraintes temporelles, les périodes d'échantillonnage limitées et les ressources matérielles disponibles ont inévitablement limité l'étendue de cette étude. Le travail mené ici pourrait être développé dans d'autres régions et sur d'autres sites afin de répondre à cette question. L'exploration de l'impact du temps d'indépendance ouvre aussi de nombreuses perspectives, suggérant que sa détermination doit être adaptée au contexte de chaque recherche et pourrait être abordée objectivement à l'aide d'outils statistiques adaptés. De nombreuses autres modalités de stratégies d'échantillonnage pourraient par ailleurs être envisagées : stratification des tirages aléatoires, augmentation du nombre de caméras utilisées, etc. D'autres indicateurs de performance pourraient aussi être évalués afin d'affiner les conclusions formulées ici.

Il est important de souligner que les différentes stratégies d'échantillonnage proposées peuvent être appliquées en fonction des objectifs de suivi. La méthodologie « par batch » semble suffire à la caractérisation de proxies d'abondance comme le RAI et de caractéristiques d'espèces comme les rythmes d'activité. Elle offre l'avantage de réduire significativement les coûts en ressources matérielles et humaines par rapport à la stratégie de référence. Cependant, pour l'étude de la diversité, l'utilisation d'un grand nombre de caméras sur une période prolongée reste la stratégie optimale.

En effet, les résultats obtenus mettent en évidence que, pour cet indicateur en particulier, aucune autre méthodologie d'inventaire ne pourrait substituer la stratégie de référence.

L'étude a également soulevé l'importance et la pertinence des données citoyennes et externes dans le contexte de la gestion de la faune. La collaboration et le partage d'informations sur les espèces devraient être activement encouragés. Du point de vue des citoyens, une communication ainsi qu'une sensibilisation à l'utilisation et à l'intérêt des portails d'observations collaboratifs pourraient contribuer à accroître leur popularité et, par conséquent, la quantité de données collectées. Les données provenant d'autres parties prenantes, telles que les données de chasse, revêtent également une importance certaine et leur partage mutuel demeure dans l'intérêt de tous les acteurs concernés.

Le développement de l'intelligence artificielle et d'outils informatiques offre de son côté un potentiel considérable pour optimiser la gestion et l'analyse des données. Ces ressources peuvent grandement faciliter le traitement de volumes importants d'informations, en particulier dans le domaine de la reconnaissance d'images, tâche récurrente et chronophage. La création d'applications spécialisées pourrait aussi simplifier l'analyse de données d'observations. De manière similaire à ce qui a été fait par Quentin Watthez dans son travail de fin d'étude en matière d'exploration de données d'animaux suivis par balises GPS (Watthez, 2022), l'adaptation d'outils informatiques spécifiques aux données des pièges photographiques pourrait permettre la génération d'indicateurs en quelques clics, rendant ainsi ces analyses accessibles, complètes et intuitives même pour un public non spécialisé.

Les inventaires par pièges photographiques forment aussi un outil adéquat dans le cadre de la Directive Habitat. Ils s'avèrent idéaux pour détecter la présence et l'abondance ainsi que pour le monitoring d'espèces d'intérêt communautaire dans les zones spéciales de conservation (ZSC). Ceci contribue à évaluer l'état de conservation de ces habitats et à l'identification de menaces spécifiques, comme la prédation par des espèces exotiques envahissantes ou la perturbation anthropique. Ces inventaires peuvent aussi servir à évaluer l'efficacité des mesures de gestion et de protection mises en œuvre, en observant comment les habitats et les espèces d'intérêt communautaire répondent aux changements environnementaux et aux efforts de conservation. En offrant des données standardisées et objectives, ces mêmes inventaires sont également des outils privilégiés pour les rapportages périodiques.

En termes de détection des menaces, ils peuvent aussi permettre la surveillance et la gestion des espèces exotiques envahissantes. Ils facilitent l'identification des zones où ces espèces sont présentes, aidant à évaluer leur répartition et leur impact. C'est ce qui a été fait par exemple par Simon Tossens dans le cadre de son travail de fin d'étude (2020), en analysant la dynamique des populations de rats laveurs dans deux massifs forestiers wallons. De plus, les pièges offrent la possibilité d'identifier de nouvelles espèces invasives, ce qui est crucial pour une réaction rapide et adaptée. Détecter la présence du Muntjac de Chine (*Muntiacus reevesi*, L.), cervidé envahissant originaire d'Asie, représente par exemple un défi d'actualité.

Les pièges photographiques forment donc un outil idéal pour la surveillance et la gestion de la biodiversité en général. Minimiser l'effort d'échantillonnage et optimiser les méthodes d'inventaires par pièges photographiques permet de rendre ces derniers encore plus accessibles. Cette accessibilité offre la possibilité d'approfondir nos connaissances sur les mammifères sauvages, essentielles à leur bonne gestion et à leur conservation pour répondre aux nombreuses préoccupations actuelles.

Bibliographie

- Apps, P. J., & McNutt, J. W. (2018). How camera traps work and how to work them. *African Journal of Ecology*, 56(4), 702-709. <https://doi.org/10.1111/aje.12563>
- Aschoff, J. (1960). Exogenous and Endogenous Components in Circadian Rhythms. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 25(0), 11-28. <https://doi.org/10.1101/SQB.1960.025.01.004>
- Bahaa-el-din, L., Sollmann, R., Hunter, L. T. B., Slotow, R., Macdonald, D. W., & Henschel, P. (2016). Effects of human land-use on Africa's only forest-dependent felid : The African golden cat *Caracal aurata*. *Biological Conservation*, 199, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.013>
- Beirne, C. (2022). *An Introduction to Camera Trap Data Management and Analysis in R*. https://bookdown.org/c_w_beirne/wildCo-Data-Analysis/
- Bhatt, U., Adhikari, B. S., & Lyngdoh, S. (2022). Monitoring diversity and abundance of mammals with camera-traps : A case study of Manas National Park, Assam, India. *Check List*, 18(5), 1023-1043. <https://doi.org/10.15560/18.5.1023>
- biodiversite.wallonie.be. (s. d.). *Les deux territoires des Chasses de la Couronne*. Consulté 29 juillet 2023, à l'adresse <http://biodiversite.wallonie.be/nl/presentation-des-territoires.includehtml?IDC=6034>
- Bischof, R., Ali, H., Kabir, M., Hameed, S., & Nawaz, M. A. (2014). Being the underdog : An elusive small carnivore uses space with prey and time without enemies. *Journal of Zoology*, 293(1), 40-48. <https://doi.org/10.1111/jzo.12100>
- Bowler, M. T., Tobler, M. W., Endress, B. A., Gilmore, M. P., & Anderson, M. J. (2017). Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 146-157. <https://doi.org/10.1002/rse2.35>
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D. J. L., ... Shahrudin, W. N. (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4(1), 75-79. <https://doi.org/10.1017/S1367943001001081>
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., MacDonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, J. L. D., Tilson, R., & Wan Shahrudin, W. N. (2002). The use of photographic rates to estimate densities of cryptic mammals : Response to Jennelle et al. *Animal Conservation*, 5(2), 121-123. <https://doi.org/10.1017/S1367943002002172>
- Casaer, J., Milotic, T., Liefting, Y., Desmet, P., & Jansen, P. (2019). Agouti : A platform for processing and archiving of camera trap images. *Biodiversity Information Science and Standards*, 3, e46690. <https://doi.org/10.3897/biss.3.46690>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers : A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

- Dobbins, M., Sollmann, R., Menke, S., Almeyda Zambrano, A., & Broadbent, E. (2020). An integrated approach to measure hunting intensity and assess its impacts on mammal populations. *Journal of Applied Ecology*, 57(11), 2100-2111. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13750>
- Dumé, G., Gauberville, C., Mansion, D., & Rameau, J.-C. (2018). *Flore forestière française : Guide écologique illustré* (Nouvelle éd). Centre national de la propriété forestière, Institut pour le développement forestier.
- Ferreguetti, Á. C., Tomás, W. M., & Bergallo, H. G. (2015). Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 96(6), 1245-1254. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv132>
- Ferretti, F., Lazzeri, L., & Fattorini, N. (2023). A test of motion-sensitive cameras to index ungulate densities : Group size matters. *The Journal of Wildlife Management*, 87(3). <https://doi.org/10.1002/jwmg.22356>
- Frey, S., Fisher, J. T., Burton, A. C., & Volpe, J. P. (2017). Investigating animal activity patterns and temporal niche partitioning using camera-trap data : Challenges and opportunities. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3(3), 123-132. <https://doi.org/10.1002/rse2.60>
- Globen, C. (2023). *Etude de l'impact du dérangement humain sur une population de chevreuils (Capreolus capreolus L.) en forêt de Soignes*. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/16652>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity : Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Harfoot, M. B. J., Johnston, A., Balmford, A., Burgess, N. D., Butchart, S. H. M., Dias, M. P., Hazin, C., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Isaac, N. J. B., Iversen, L. L., Outhwaite, C. L., Visconti, P., & Geldmann, J. (2021). Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. *Nature Ecology & Evolution*, 5(11), 1510-1519. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01542-9>
- Howe, E. J., Buckland, S. T., Després-Einspenner, M., & Kühl, H. S. (2017). Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1558-1565. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12790>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT : An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (H ill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2022). *Package « iNEXT »*. <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/iNEXT.pdf>
- IGN. (2023, février). *CartoWeb.be*. IGN. <https://www.ngi.be/website/fr/offre/geodonnees-numeriques/cartoweb-be-2/>
- IUCN. (2020). *IUCN Red List -2017–2020 Report* (p. 24). https://nc.iucnredlist.org/redlist/resources/files/1630480997-IUCN_RED_LIST_QUADRENNIAL_REPORT_2017-2020.pdf
- Iweps. (2023, juin). *Structure administrative du territoire wallon*. https://www.iweps.be/wp-content/uploads/2023/06/T010-ENT.ADMIN_-062023_full1.pdf
- Jammalamadaka, S. R., & Sengupta, A. (2001). *Topics in circular statistics*. World Scientific.
- Jennelle, C. S., Runge, M. C., & MacKenzie, D. I. (2002). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals : A comment on misleading conclusions. *Animal Conservation*, 5(2), 119-120. <https://doi.org/10.1017/S1367943002002160>

- Kays, R., & Parsons, A. W. (2014). Mammals in and around suburban yards, and the attraction of chicken coops. *Urban Ecosystems*, 17(3), 691-705. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0347-2>
- Kelly, M. J., & Holub, E. L. (2008). Camera Trapping of Carnivores : Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15(2), 249-262. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2008\)15\[249:CTOCTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2)
- Kucera, T. E., & Barrett, R. H. (2011). A History of Camera Trapping. In A. F. O'Connell, J. D. Nichols, & K. U. Karanth (Éds.), *Camera Traps in Animal Ecology* (p. 9-26). Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_2
- Lhoest, S., & Fonteyn, D. (2022, novembre). *Techniques d'inventaire et de modélisation des populations animales—Wildlife monitoring by camera traps* [Cours magistral].
- Libois, R. (2006). *L'érosion de la biodiversité : Les mammifères—Partim « Les mammifères non volants »*. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/112260/1/dossier_FFH_Libois.pdf
- Lijun, C., Wenhong, X., Zhishu, X., State Key Laboratory of Integrated Management of Pest Insects and Rodents, Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, & University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049. (2019). Limitations of relative abundance indices calculated from camera-trapping data. *Biodiversity Science*, 27(3), 243-248. <https://doi.org/10.17520/biods.2018327>
- Linkie, M., & Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, 284(3), 224-229. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00801.x>
- MacKenzie, D. I. (Éd.). (2006). *Occupancy estimation and modeling : Inferring patterns and dynamics of species*. Elsevier.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Mcloughlin, P. D., Ferguson, S. H., & Messier, F. (2000). Intraspecific Variation in Home Range Overlap with Habitat Quality : A Comparison among Brown Bear Populations. *Evolutionary Ecology*, 14(1), 39-60. <https://doi.org/10.1023/A:1011019031766>
- Moeller, A. K., Lukacs, P. M., & Horne, J. S. (2018). Three novel methods to estimate abundance of unmarked animals using remote cameras. *Ecosphere*, 9(8), e02331. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2331>
- Nouvellet, P., Rasmussen, G. S. A., Macdonald, D. W., & Courchamp, F. (2012). Noisy clocks and silent sunrises : Measurement methods of daily activity pattern. *Journal of Zoology*, 286(3), 179-184. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00864.x>
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey : Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6(2), 131-139. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003172>
- Observations.be. (s. d.). Observations.be. Consulté 4 août 2023, à l'adresse <https://observations.be/species/10041/maps/>
- Oliveira-Santos, L. G. R., Zucco, C. A., & Agostinelli, C. (2013). Using conditional circular kernel density functions to test hypotheses on animal circadian activity. *Animal Behaviour*, 85(1), 269-280. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.09.033>
- Otani, T. (2002). Seed dispersal by Japanese marten *Martes melampus* in the subalpine shrubland of northern Japan : Seed dispersal by marten. *Ecological Research*, 17(1), 29-38. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00460.x>

- Palmer, M. S., Swanson, A., Kosmala, M., Arnold, T., & Packer, C. (2018). Evaluating relative abundance indices for terrestrial herbivores from large-scale camera trap surveys. *African Journal of Ecology*, 56(4), 791-803. <https://doi.org/10.1111/aje.12566>
- Peral, C., Landman, M., & Kerley, G. I. H. (2022). The inappropriate use of time-to-independence biases estimates of activity patterns of free-ranging mammals derived from camera traps. *Ecology and Evolution*, 12(10). <https://doi.org/10.1002/ece3.9408>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337. <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>
- Rovero, F., Tobler, M., & Sanderson, J. (2010). Chapter 6—Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity* (Vol. 8, p. 653).
- Rowcliffe, J., Carbone, C., Jansen, P. A., Kays, R., & Kranstauber, B. (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps : An adapted distance sampling approach: *Quantifying camera trap sensitivity. Methods in Ecology and Evolution*, 2(5), 464-476. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>
- Rowcliffe, J. M., Kays, R., Kranstauber, B., Carbone, C., & Jansen, P. A. (2014). Quantifying levels of animal activity using camera trap data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1170-1179. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12278>
- Rowcliffe, M. (2023). *Package « activity »*. <https://cran.r-project.org/web/packages/activity/activity.pdf>
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys : A comparative evaluation. *Biological Conservation*, 114(3), 351-355. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- Sollmann, R. (2018). A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, 56(4), 740-749. <https://doi.org/10.1111/aje.12557>
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405-412. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.025>
- SPW. (2010). *Cartes de Ferraris (1770-1778)*. <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/b8b9e555-a4d1-49bf-940d-31bbbf7613fc.html>
- SPW. (2017). *Réseau Natura 2000 en vigueur—Série*. <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/80a837d8-2c0b-4f77-b5d5-824e9780a4ae.html>
- SPW. (2021). *Orthophotos 2021 | Géoportail de la Wallonie*. <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/7608c4c6-1434-4291-940c-8b9c8da64484.html>
- SPW. (2022). *Carte Numérique des Sols de Wallonie*. <http://geoportail.wallonie.be/catalogue/38c2a87e-d38a-4359-9899-9d4a6b9f0c2a.html>
- SPW, DG03, DEMNA, & DEE. (2017). *Rapport sur l'état de l'environnement wallon 2017 (REEW 2017)*. SPW Editions. <http://etat.environnement.wallonie.be/>

- SPW Environnement, DEMNA, & DEE. (2021). *L'environnement wallon en 10 infographies*. SPW Editions. <http://etat.environnement.wallonie.be/>
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegue, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169-178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- Tossens, S. (2020). *Analyse de la dynamique des populations de rats laveurs (Procyon lotor) en Wallonie et estimation des densités de population dans deux massifs forestiers par pièges photographiques* [Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)]. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/11001>
- Treves, A., Mwima, P., Plumptre, A. J., & Isoke, S. (2010). Camera-trapping forest–woodland wildlife of western Uganda reveals how gregariousness biases estimates of relative abundance and distribution. *Biological Conservation*, 143(2), 521-528. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.025>
- Vazquez, C., Rowcliffe, J. M., Spoelstra, K., & Jansen, P. A. (2019). Comparing diel activity patterns of wildlife across latitudes and seasons : Time transformations using day length. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(12), 2057-2066. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13290>
- Wathez, Q. (2022). Développement d'une application pour l'exploration et l'analyse de données GPS en télémétrie animale. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/15260>
- Wageningen University & INBO. (2023). *Agouti*. <https://www.agouti.eu/>
- Whytock, R., Świeżewski, J., Zwerts, J. A., Bara-Stupski, T., Pambo, A. F. K., Rogala, M., Bahaa-el-din, L., Boekee, K., Brittain, S., Cardoso, A. W., Henschel, P., Lehmann, D., Momboua, B., Opepa, C. K., Orbell, C., Pitman, R. T., Robinson, H. S., & Abernethy, K. A. (2020). *High performance machine learning models can fully automate labeling of camera trap images for ecological analyses* [Preprint]. *Ecology*. <https://doi.org/10.1101/2020.09.12.294538>
- Wildlife Insights. (2023). *TEAM Network | Wildlife Insights*. <https://www.wildlifeinsights.org/team-network>
- Worton, B. J. (1989). Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, 70(1), 164-168. <https://doi.org/10.2307/1938423>
- Yasuda, M. (2004). Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps : A case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29(1), 37-46. <https://doi.org/10.3106/mammalstudy.29.37>

Annexes

Liste des annexes

Annexe 1 : Eléments d'installation	576
<i>Annexe 1.1 : Descriptif et caractéristiques des appareils utilisés</i>	576
<i>Annexe 1.2 : Images d'installation</i>	576
<i>Annexe 1.3 : Agendas détaillés de l'activité des caméras</i>	587
Annexe 2 : Collection des observations visuelles	598
<i>Annexe 2.1 : Descriptif des sources</i>	598
<i>Annexe 2.2 : Résumé des observations</i>	598

Annexe 1 : Éléments d'installation

Annexe 1.1 : Descriptif et caractéristiques des appareils utilisés

Tableau A1 : Caractéristiques techniques des pièges photographiques utilisés au cours de l'étude.

Modèle	SG2060-K	MG984	KG695
Marque	<i>Bolyguard</i>	<i>Bolyguard</i>	<i>Keepguard</i>
Temps de déclenchement (s)	< 1	< 1	0,25
Champ de vision (°)	57	52	55
Distance de détection max (ft)	30,5	20	30
IR (nm)	940	940	940
Poids (g)	440	310	500

Annexe 1.2 : Images d'installation



Figures A1 et A2 : Exemples de pièges photographiques installés sur le terrain, dans le boîtier métallique de protection, munis d'une chaîne et d'un cadenas et camouflés. A gauche, le point STAM07, avec un modèle MG984. A droite, le point COLF07, avec un modèle SG2060.

Annexe 1.3 : Agendas détaillés de l'activité des caméras

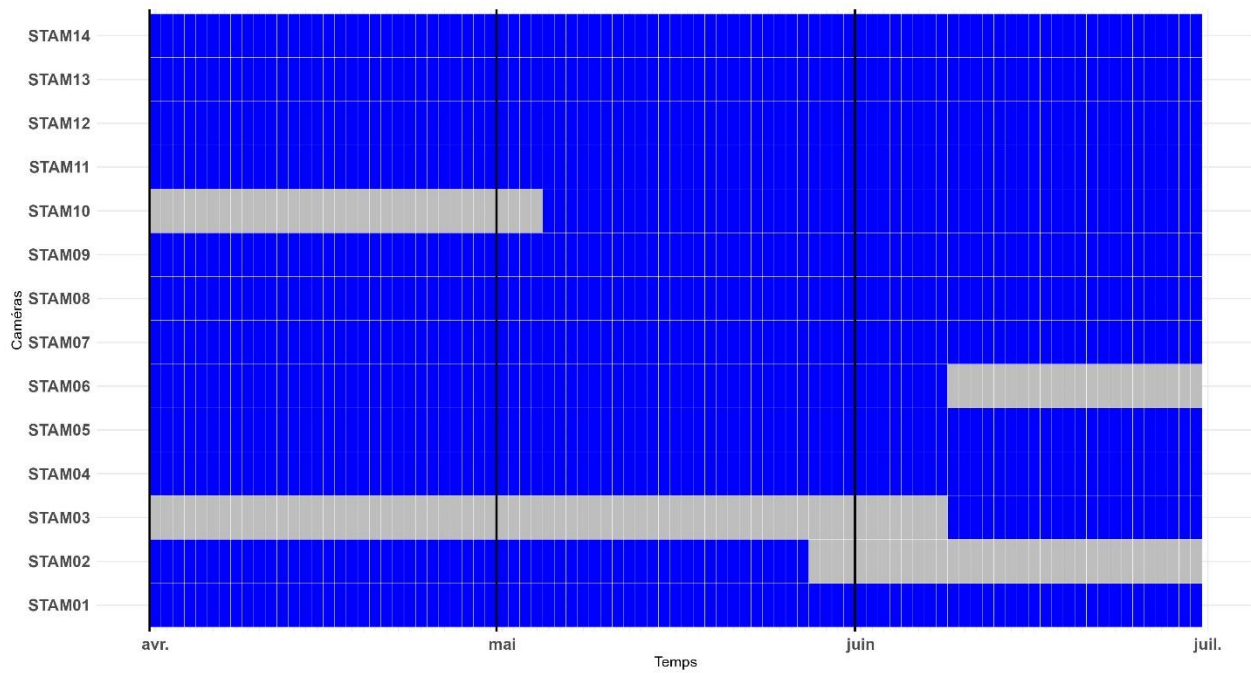


Figure A3 : Jours d'activité des différentes caméras sur le site de Stambuges. Les tuiles bleues représentent des jours d'activité, les tuiles grisées représentent des jours d'inactivité.

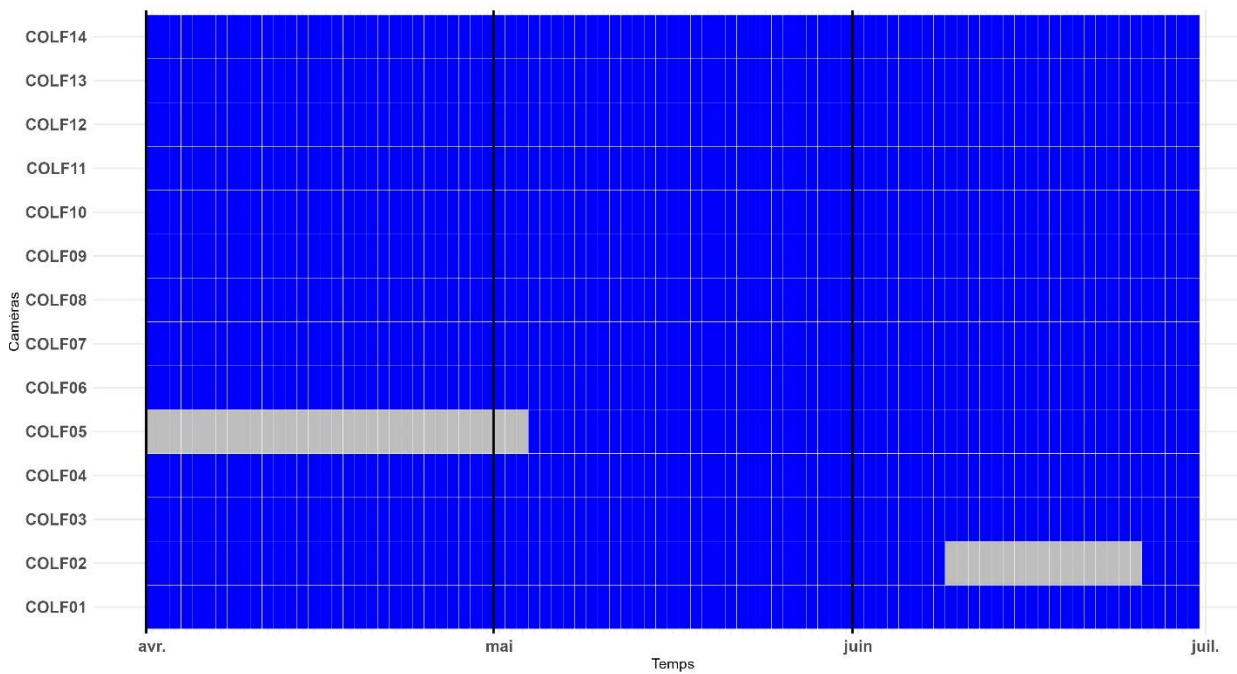


Figure A.4 : Jours d'activité des différentes caméras sur le site de Colfontaine. Les tuiles bleues représentent des jours d'activité, les tuiles grisées représentent des jours d'inactivité.

Annexe 2 : Collection des observations visuelles

Annexe 2.1 : Descriptif des sources

Observations.be est un site dédié à la collecte et au partage d'observations de la faune et de la flore. Avec son interface "grand public", le portail permet de signaler et documenter des observations et de les rendre publiques. Les données les plus sensibles restent cependant privées ou en accès limité. Chaque signalement peut inclure des informations telles que l'espèce, le lieu, la date, le comportement, etc. De nombreux administrateurs, spécialisés dans les différents groupes d'espèces, valident les données. Ces dernières peuvent alors être utilisées dans le cadre de programmes de conservation, d'études scientifiques, etc.

L'*Observatoire Faune Flore Habitat* fonctionne sous le même principe mais pour le DEMNA. Ce sont donc des données majoritairement collectées lors d'inventaires professionnels, par des agents de l'administration ou des experts.

iNaturalist est un autre portail naturaliste grand public comme *observations.be*. La grande différence est qu'ici le système de validation n'est pas entre les mains d'administrateurs mais fonctionne par un système de votes d'utilisateurs. Ce système est plus fluide mais est potentiellement plus sujet aux erreurs.

L'*Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique* forme la quatrième source. Il s'agit de données souvent très anciennes, parfois collectées au début du siècle. Elles renseignent sur la présence ancienne d'espèces rares dans certains massifs.

Annexe 2.2 : Résumé des observations

Tableau A2 : Observations de terrain réalisées à Stambruges.

Espèce	#	Date dernière observation	Sources
<i>Capreolus capreolus</i>	140	24-07-22	Obs.be, OFFH, iNaturalist
<i>Sciurus vulgaris</i>	53	23-09-21	Obs.be, OFFH
<i>Sus scrofa</i>	38	10-10-22	Obs.be, OFFH, iNaturalist
<i>Ondatra zibethicus</i>	18	16-10-19	Obs.be, OFFH
<i>Talpa europaea</i>	14	30-03-22	Obs.be, OFFH
<i>Vulpes vulpes</i>	13	18-06-21	Obs.be, iNaturalist, OFFH
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	5	12-07-14	Obs.be
<i>Martes martes</i>	4	18-07-20	OFFH, Obs.be
<i>Mustela putorius</i>	4	28-07-20	Obs.be
<i>Meles meles</i>	3	25-09-16	Obs.be, OFFH
<i>Apodemus sylvaticus</i>	2	24-08-21	Obs.be
<i>Erinaceus europaeus</i>	2	09-09-21	Obs.be
<i>Martes foina</i>	2	22-07-21	Obs.be, OFFH
<i>Mustela nivalis</i>	2	23-08-21	Obs.be
<i>Dama dama</i>	1	24-07-22	iNaturalist
<i>Lepus europaeus</i>	1	28-01-17	Obs.be
<i>Mustela erminea</i>	1	26-03-10	Obs.be
<i>Chiroptera (Ordre)</i>	188	21-02-22	RBINS-Scientific Heritage, Obs.be

Tableau A3 : Observations de terrain réalisées à Colfontaine.

Espèce	#	Date dernière observation	Sources
<i>Capreolus capreolus</i>	37	29-07-22	Obs.be, OFFH, iNaturalist
<i>Sciurus vulgaris</i>	8	22-09-21	OFFH, Obs.be
<i>Sus scrofa</i>	6	19-06-20	Obs.be, OFFH
<i>Talpa europaea</i>	3	01-08-15	Obs.be, OFFH
<i>Vulpes vulpes</i>	3	03-02-18	Obs.be
<i>Ondatra zibethicus</i>	2	02-04-14	OFFH
<i>Erinaceus europaeus</i>	1	23-03-11	OFFH
<i>Lepus europaeus</i>	1	21-09-12	Obs.be
<i>Martes martes</i>	1	10-06-19	Obs.be
<i>Mustela erminea</i>	1	02-03-11	OFFH
<i>Mustela putorius</i>	1	02-11-13	OFFH
Chiroptera (Ordre)	3	19-02-09	

