

Faculté des bioingénieurs

Les pièges photographiques sont-ils une alternative aux comptages aux phares pour le suivi du Cerf ?

Méthode INA vs Méthode caméra traps, à l'échelle d'une Unité de Gestion

Auteur : Steimes Sébastien

Promoteur·rices : Licoppe Alain – Farcy Christine

Lecteur·rices : Vincke Caroline - Della Libera Frédéric

Année académique 2023-2024

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels

Remerciements

Je souhaite avant tout exprimer ma gratitude envers ma promotrice, Christine Farcy. Suite à nos premiers échanges sur le mémoire, elle a rapidement pensé à me mettre en contact avec Alain Licoppe, mon promoteur. Je la remercie également pour sa disponibilité et ses conseils lors des séminaires de mémoire.

Je tiens à remercier chaleureusement Alain Licoppe pour m'avoir accordé la réalisation de ce travail passionnant. Je tiens également à le remercier pour nos échanges constructifs autour de la thématique, sa disponibilité et ses conseils lors des différentes relectures. Ce travail m'a permis d'acquérir de nombreuses informations sur un sujet qui me passionne.

Je remercie de tout cœur Frédéric Della Libera que j'ai eu le plaisir d'accompagner pendant 11 jours sur le terrain pour la mise en place du réseau de caméras. Je n'aurais pas pu souhaiter une meilleure compagnie. Merci pour nos échanges, que ce soit en voiture ou en forêt, et pour tes partages de connaissances. Les différentes observations animalières que nous avons faites resteront également gravées dans le coin de ma tête.

Merci aux membres du DEMNA avec qui j'ai eu la chance d'échanger et qui m'ont guidé pour la réalisation de ce mémoire. Mes pensées vont à Céline Malengreaux, Valérie de Waele et Julien Lievens.

Mes remerciements vont également à Caroline Vincke, et une fois de plus à Frédéric Della Libera, pour leur participation en tant que membres du jury lors de l'évaluation finale.

Je remercie mon cousin Nicolas Goethals avec qui je partage tant de passions, dont celles de la nature et de la faune. Merci pour ton aide, tes encouragements et tes conseils.

Merci à Grégoire Noël pour son assistance précieuse sur le traitement des données des caméra traps.

De manière plus personnelle, un immense merci à ma sœur et à mes parents. Vous m'avez soutenu tout au long de mon parcours universitaire, m'offrant l'opportunité de m'épanouir durant ces précieuses années de la vie. Vous avez été d'excellents conseillers tout au long de cette période, jusqu'au dernier gros travail que représente le mémoire. Je vous serai toujours extrêmement reconnaissant.

Enfin, je souhaite remercier mes ami.es avec qui j'ai partagé tant de bons moments (mais aussi des moins bons) et de fous rires, pour le soutien mutuel tout au long des différentes années.

Résumé

La croissance des populations d'ongulés sauvages en Europe et en Belgique depuis des années met en péril l'avenir de la forêt en perturbant sa multifonctionnalité. Cette croissance des populations a poussé les chercheurs et scientifiques à mettre au point diverses méthodes de recensement afin d'assurer la gestion de la faune et tendre vers un équilibre sylvocynégétique. A l'échelle du secteur 1 de l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert, divisé en 11 secteurs INA, deux méthodes de recensement ont fait l'objet d'une étude comparative. La première méthode, l'Indice Nocturne d'Abondance (INA), ou recensement par comptages aux phares permet d'obtenir, depuis 2010, un indice kilométrique en fonction du nombre de cerfs observés par kilomètre. La deuxième méthode, le recensement par caméra traps (CT), a été mise en place pour la première fois sur le secteur 1 dans le but de fournir un indice d'abondance relative (RAI). Un réseau de 66 pièges photographiques a permis, sur une période de trois mois, d'échantillonner une surface équivalente à la surface des parcours de recensement nocturne.

Les résultats obtenus pour les INA et pour les RAI ont permis d'identifier les secteurs INA les plus abondants en gibier selon l'indice considéré.

La comparaison directe des résultats d'inventaire spécifique pour le Cerf entre les valeurs INA et RAI s'est faite par des régressions linéaires au sein de chaque secteur INA. De manière générale, les tests statistiques effectués ne semblent pas suffisamment significatifs pour établir une conclusion robuste sur la relation entre l'Indice Nocturne et l'Indice d'Abondance Relative.

L'étude menée dans le cadre de ce mémoire porte également sur une analyse économique des deux méthodes. Les coûts matériels et humains ainsi que les coûts liés au transport et à l'utilisation d'un véhicule ont été intégrés. Sur base des estimations, les comptages aux phares (15930,5€) représentent deux fois plus de coûts annuels que la méthode CT (7862,5€).

En parallèle avec l'INA, la nécessité de mettre en place annuellement un réseau de pièges photographiques permettrait, sur le long terme, d'analyser les tendances des valeurs du RAI pour le Cerf. Si les tendances sont similaires à celles de l'INA, on pourrait imaginer remplacer la méthode INA, nettement plus coûteuse, par la méthode de recensement par pièges photographiques.

Mots-clés : Recensement nocturne, Pièges photographiques, Cerf, Analyse comparative, Coûts.

Table des matières

<i>Remerciements</i>	<i>I</i>
<i>Résumé</i>	<i>II</i>
<i>Table des matières</i>	<i>III</i>
<i>Liste des tableaux</i>	<i>VI</i>
<i>Liste des figures</i>	<i>VII</i>
I. Introduction	1
II. État de l'art	3
1 Caractéristiques du Cerf élaphe	3
1.1 Classification	3
1.2 Répartition géographique belge	3
1.3 Vie sociale	5
1.4 Habitat du Cerf élaphe	5
1.4.1 Habitats en journée	6
1.4.2 Habitats pendant la nuit	6
1.5 Domaine vital	7
1.6 Dispersion	7
1.7 Alimentation	9
2 Gestion cynégétique du Cerf en Région Wallonne	9
2.1 Conseils cynégétiques	9
2.2 Le plan de tir	10
3 L'importance de la forêt	12
3.1 Contexte	12
3.2 La diversification des forêts	12
4 L'équilibre sylvocynégétique	13
4.1 Dégâts généraux	14
4.2 Effets sur la strate herbacée	15
4.3 Effets sur la strate arbustive	16
4.4 Effets sur la strate arborescente	16
4.5 Les cervidés, que du négatif ?	16
5 Techniques d'estimation de l'abondance	18
5.1 Recensement par approche et affût combinés	19
5.2 Méthodes CMR et DS	20
5.3 Principe et description de l'Indice Nocturne d'Abondance	20
6 Caméras traps	21
6.1 XIXe siècle : Naissance	21
6.2 XXe siècle : Essor	22
6.3 XXIe siècle : Le caméra trapping aujourd'hui	23
III. Matériel et méthodes	25

1	Description du site d'étude.....	25
1.1	Situation géographique globale	25
1.2	Situation géographique du site d'étude	25
2	Organisation temporelle	27
2.1	Indice Nocturne d'Abondance (INA)	27
2.2	Caméra traps	27
3	Organisation spatiale	29
3.1	INA	29
3.2	Caméra traps	29
3.2.1	Méthodologie de positionnement des caméra traps sur le terrain	29
3.2.2	Maille d'échantillonnage	30
3.2.3	Cartographie des parcours + secteurs INA et emplacement réel des 66 caméra traps	31
3.2.4	Modèle des pièges photographiques utilisés	32
4	Encodage des données	32
4.1	INA	32
4.2	Caméra traps	32
5	Traitement des données.....	33
5.1	INA	33
5.2	Caméra traps	33
5.3	INA et Caméra traps.....	35
5.3.1	Indices de diversité.....	35
5.3.2	Régression linéaire	36
5.4	Liste du matériel	36
5.4.1	INA.....	36
5.4.2	Caméra traps	37
5.4.3	Véhicule utilisé	38
IV.	Résultats	39
1	Analyse des résultats liés à la méthode INA	39
1.1	Objectifs	39
1.2	INA 2023 au sein du secteur 1	39
1.3	Sous-secteurs cynégétiques	45
1.4	INA au sein des 11 secteurs de parcours.....	46
1.5	INA exprimé par groupe de cerfs au kilomètre	47
1.6	Autres espèces observées	49
1.7	Indices de diversité spécifique	50
2	Analyse des résultats liés à la méthode par pièges photographiques	51
2.1	Objectifs	51
2.2	Résultats globaux.....	51
2.3	Résultats pour le Cerf.....	52
2.4	Résultats des calculs du RAI	52
2.5	Indices de diversité spécifique	55
3	INA vs Caméra traps	56

3.1	Richesse spécifique	56
3.2	Régressions linéaires.....	57
4	Analyse des coûts liés au recensement INA	59
4.1	Coûts du matériel	59
4.2	Coûts liés à l'utilisation du véhicule	60
4.3	Coûts liés au transport	61
4.4	Coûts humains et temps de travail	61
4.5	Tableau synthétique final	62
5	Analyse des coûts liés au recensement par pièges photographiques.....	63
5.1	Coûts du matériel photographique	63
5.2	Coûts liés à l'utilisation du véhicule	64
5.3	Coûts liés au transport	65
5.4	Coûts humains et temps de travail	66
5.5	Tableau synthétique final	67
V.	Discussion	68
1	Coûts des 2 méthodes	68
1.1	Indice Nocturne d'Abondance (INA)	68
1.1.1	Limites	68
1.1.2	Perspectives	69
1.2	Caméra traps (CT)	69
1.2.1	Limites	70
1.2.2	Perspectives	70
1.3	Conclusion	70
2	Indices de diversité	71
2.1	Comparaison INA - CT	71
2.1.1	Limites	71
2.1.2	Perspectives	72
2.2	Conclusions.....	72
3	Résultats d'inventaire spécifique : INA vs RAI	72
3.1	Indice Nocturne d'Abondance (INA)	72
3.1.1	Limites	74
3.1.2	Perspectives	75
3.2	Indice d'Abondance Relative (RAI)	75
3.2.1	Limites	77
3.2.2	Perspective	77
VI.	Conclusion générale	79
	Bibliographie	82
	Annexes	89

Liste des tableaux

Tableau 1 : Occupation du sol au sein du secteur 1 de l'UGCSH

Tableau 2 : Liste des 11 parcours INA et longueur de chaque parcours

Tableau 3 : Correspondance entre les secteurs INA et les 66 pièges photographiques

Tableau 4 : Valeurs des INA pour les 5 espèces principales pour chacun des 11 secteurs INA

Tableau 5 : Classement des secteurs INA du plus abondant (1) au moins abondant (11)

Tableau 6 : Pourcentage d'occupation du sol au sein des 11 secteurs INA

Tableau 7: INA exprimé en terme de groupe de cerfs/kilomètres

Tableau 8 : Classement des secteurs INA sur base des groupes de cerfs/kilomètres

Tableau 9 : Valeurs des RAI par espèce pour les secteurs A à E

Tableau 10 : Valeurs des RAI par espèce pour les secteurs F à K

Tableau 11 : Classement des secteurs INA du plus abondant (1) au moins abondant (11)

Tableau 12 : Représentation des coûts du matériel nécessaire au recensement nocturne

Tableau 13 : Tableau synthétique lié aux coûts de la méthode INA

Tableau 14: coûts liés au matériel photographique

Tableau 15 : coûts liés au matériel secondaire utilisé lors de l'étude

Tableau 16 : nombre moyen de kilomètres/jour selon la semaine de travail

Tableau 17 : Tableau synthétique lié aux coûts de la méthode INA

Liste des figures

Figure 1 : Observations validées de *Cervus elaphus* en Wallonie (SPW, 2023)

Figure 2 : Évolution du nombre de constats de tir et de mortalité pour le cerf (SPW, 2023)

Figure 3 : Alimentation du *Cervus elaphus* (Bemelmans, 2023)

Figure 4 : Classification des méthodes disponibles pour estimer les densités de population et les abondances relatives (SPW, 2023)

Figure 5 : secteur 1 de l'UGCSH - occupation du sol et délimitations

Figure 6 : Localisation des CT et représentation des 11 parcours et secteurs INA

Figure 7 : Exemple d'image à annoter sur la plateforme Agouti (ici, un Grand-duc d'Europe enregistré par la caméra S1-43).

Figure 8 : Évolution de l'Indice Nocturne d'Abondance depuis 2017 au sein du secteur 1 de l'UGCSH (SPW, 2023)

Figure 9 : Résultats des INA en 2023

Figure 10 : Localisation des observations du cerf élaphe pendant les recensements nocturnes de 2023 au sein du secteur 1 de l'UGCSH

Figure 11 : Répartition spatiale en fonction des classes d'animaux recensés au sein du secteur 1 de l'UGCSH

Figure 12 : Répartition du nombre d'individus de l'espèce Cerf en fonction de sa classe d'appartenance

Figure 13 : Nombre de cerfs observés par date de recensement au sein de chaque sous-secteur cynégétique

Figure 14 : Régression linéaire du nombre de groupes/km sur le nombre d'individus/km

Figure 15 : Représentation du nombre d'individus de chaque espèce observée lors des INA en 2023 sur le secteur 1 de l'UGCSH

Figure 16 : Indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité propre aux secteurs INA

Figure 17 : Indice de Simpson propre aux secteurs INA

Figure 18 : Nombre d'individus observés pour chaque espèce grâce au réseau de 66 pièges photographiques au sein du l'UGCSH1.

Figure 19 : Nombre d'individus selon le stade de vie et le sexe de *Cervus elaphus*

Figure 20 : Indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité propre aux secteurs INA

Figure 21 : Indice de Simpson propre aux secteurs INA

Figure 22 : Diagramme de Venn montrant les différentes espèces rencontrées pour les 2 méthodes

Figure 23 : régressions linéaires entre la variable explicative (INA) et la variable à expliquer (RAI) pour les espèces principales et par secteur INA (CE = « *Cervus elaphus* », CC = « *Capreolus capreolus* », SS = « *Sus scrofa* », VV = « *Vulpes vulpes* », LE = « *Lepus europeus* »).

Figure 24 : régression linéaire entre les variables INA et RAI pour l'espèce Cerf à travers les 11 secteurs INA

I. Introduction

Les populations d'ongulés sauvages (Chevreuil, Cerf élaphe, Sanglier) ont considérablement augmenté depuis les années 1990 en Région wallonne, entraînant des tableaux de chasse de plus en plus élevés en termes de plans de tir. Aujourd'hui, cette surabondance d'ongulés sauvages engendre des répercussions sur les milieux dans lesquels ils évoluent, ce qui mène à des besoins de régulation d'effectifs. Dans une optique de gestion des forêts qui se veut multifonctionnelle, il est également important de tendre vers un équilibre sylvocynégétique afin que la forêt puisse fournir l'ensemble de ses services écosystémiques.

A la fin des années 1980, un système de plan de tir, dédié uniquement à l'espèce Cerf, a été mis en place pour ralentir la croissance des populations. Chaque année, d'importants efforts sont donc consentis pour évaluer au mieux les populations de cerfs. Cette évaluation se base dès lors sur diverses méthodes de recensement de la faune dans le but de fournir des estimations de densité ou d'évaluer les tendances globales des populations concernées à travers les différents massifs forestiers.

Dans le cadre de ce mémoire, la partie expérimentale s'est déroulée au niveau du secteur 1 de l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert. Au sein de celui-ci, le recensement nocturne aux phares, ou INA (Indice Nocturne d'Abondance), a été mis en application depuis 2010. La méthode consiste en l'estimation d'un indice kilométrique, exprimé selon le nombre de cerfs observés par kilomètre. Cet indice permet ensuite, chaque année, d'évaluer la tendance de la population (stable, en augmentation ou à la baisse). Validée scientifiquement, la méthode bénéficie d'un protocole strict à suivre chaque année pendant les soirées de recensement.

Une deuxième méthode de recensement, par pièges photographiques ou caméra traps (CT), a été mise en place pour la première fois cette année, avec un dispositif de 66 pièges photographiques installés au sein du secteur 1 et étalés sur trois mois de recensement, de sorte que 22 caméras soient en activité chaque mois avant d'échantillonner une autre zone le mois d'après. En parallèle à l'INA, un indice d'occurrence et non kilométrique sera estimé dans cette étude. Initialement destinée à un recensement multi-espèces, la méthode de recensement par pièges photographiques pourrait également être l'occasion d'obtenir de nombreuses informations sur l'espèce qui nous concerne, à savoir le Cerf.

Ce travail a pour objectif la comparaison des deux méthodes de recensement précédemment citées. Cette comparaison, qui cible en priorité le Cerf, permettra cependant d'obtenir des données pertinentes sur d'autres espèces.

Après une analyse approfondie des résultats liés à l'Indice Nocturne d'Abondance et aux pièges photographiques, une première comparaison des deux méthodes sera effectuée dans le but d'analyser si les deux méthodes sont significativement différentes.

La deuxième comparaison consistera à étudier les coûts, aussi bien matériels qu'humains, relatifs aux deux méthodes et ainsi tenter de déterminer si une méthode est nettement plus coûteuse que l'autre.

La structure de ce mémoire est la suivante :

- Un état de l'art de la bibliographie aborde les sujets pertinents et utiles relatifs aux domaines de l'étude ;
- Le matériel ainsi que les méthodes utilisées sont ensuite abordés ;
- La partie résultats met en évidence les tableaux, figures et classements obtenus pour chacune des deux méthodes pour ensuite établir une première comparaison entre l'INA et la méthode par pièges photographiques ;
- La discussion permet ensuite d'analyser les résultats obtenus et de les comparer avec d'autres ouvrages. Elle abordera également les limites relatives aux deux méthodes ainsi que les perspectives d'évolution ;
- Une conclusion finale, suivie de la bibliographie et des annexes, clôturera ce travail de fin d'études.

II. État de l'art

1 Caractéristiques du Cerf élaphe

1.1 Classification

Le cerf élaphe (de son nom latin *Cervus elaphus*) est un mammifère de l'ordre des ongulés et de la famille des cervidés. Il possède le statut d'espèce grand gibier. La femelle se nomme « biche », le mâle est le « cerf » et le jeune de l'année le « faon » (Widar, s.d). Herbivore et ruminant, ce mammifère peuple certains massifs forestiers wallons. La taxonomie actuelle du cerf est la suivante :

- Règne : Animal
- Embranchement : Vertébrés
- Classe : Mammifère
- Ordre : Artiodactyle
- Famille : Cervidé
- Genre : Cervus
- Espèce : elaphus
- Sous-espèce : elaphus
- Nom scientifique : Cervus elaphus

1.2 Répartition géographique belge

Les populations de cerfs élaphe sont localisées au sud du sillon Sambre et Meuse dans les massifs forestiers de l'Ardenne et de la Famenne. L'extension de l'aire de distribution de cette espèce s'est généralisée depuis 2010 vers l'ouest de la Fagne-Famenne ainsi qu'en Lorraine. On peut noter à la figure 1 des observations notables de cerfs proches de la région Namuroise. Celles-ci proviennent d'une population exogène de cerfs échappés de différents parcs et qui colonisent lentement le Condroz, ce qui augmente les trames vertes et les corridors écologiques entre le Condroz et la Famenne. Cette augmentation est propice à l'extension de l'aire de distribution de l'espèce. Il est important de noter qu'aucune population stable et durable de cerfs ne se trouve actuellement au Nord de la Wallonie (SPW, 2023).

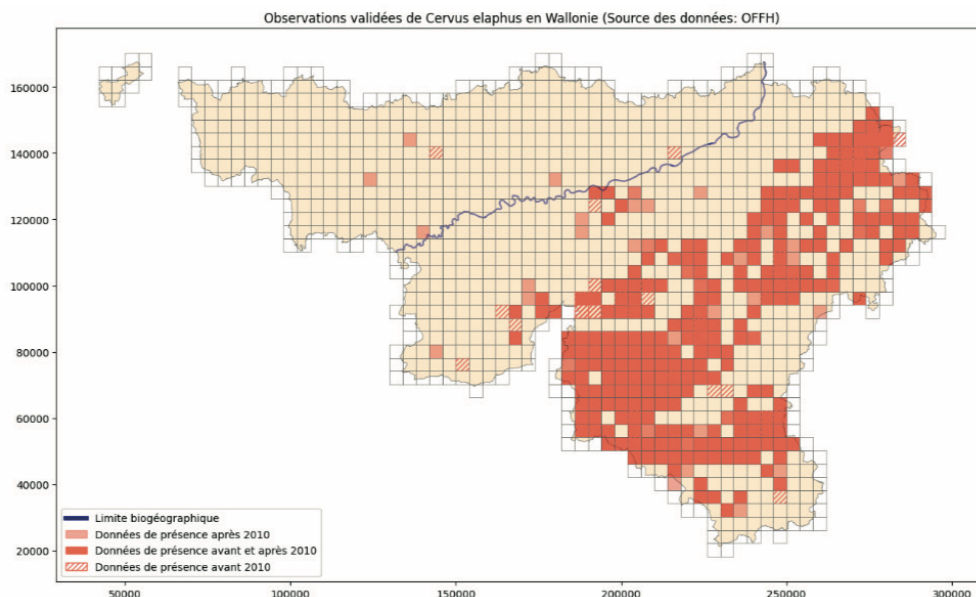


Figure 1 : Observations validées de *Cervus elaphus* en Wallonie (SPW, 2023)

La superficie occupée par le Cerf élaphe en Belgique est de 315.000 hectares de forêt (équivalent à 55% de la forêt wallonne). Cette superficie est plus représentative pour les biches et les faons (qu'on appelle cerfs non-boisés), étant donné que les individus boisés montrent une dispersion plus élevée et peuvent donc se situer en dehors de cette aire de répartition minimale (SPW,2014).

A titre informatif, on retrouve des populations de Cerf élaphe dans la presque totalité de l'Europe, à l'exception de quelques pays nordiques comme l'Islande ou la Finlande. L'expansion de cette espèce en Europe est donc générale et les populations wallonnes sont dès lors connectées aux régions voisines françaises, luxembourgeoises et allemandes.

L'expansion de l'espèce en Belgique est visible à la figure 2, avec des tableaux de chasse qui ont presque triplé depuis 1996 pour l'espèce Cerf (Prévot et Licoppe 2014).

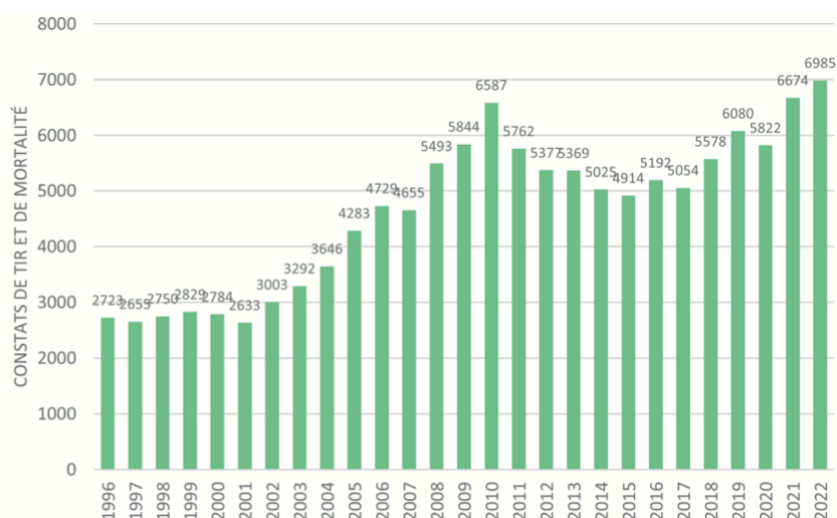


Figure 2 : Évolution du nombre de constats de tir et de mortalité pour le cerf (SPW,2023)

1.3 Vie sociale

Le cerf élaphe est une espèce grégaire au comportement social complexe et dont chaque population présente ses caractéristiques spécifiques et possède une organisation spatiale définie (Sordello, 2012). Les rassemblements sont temporaires, avec des variabilités au niveau du nombre d'individus et de la composition des groupes (de quelques individus en forêt à plusieurs dizaines d'individus en milieu ouvert). L'organisation sociale est marquée par une ségrégation sexuelle durant une bonne partie de l'année. Approximativement, entre décembre à juillet, la harde matriarcale comprend les biches et leurs faons, les bichettes et les jeunes cerfs. Au printemps, les jeunes mâles de 2-3 ans se rassemblent après la période du rut en formant occasionnellement des grands groupes (OFB, 2022), appelés clans (Jadoul, 2018), alors que les vieux cerfs sont souvent solitaires (Sordello, 2012).

En automne, à l'approche du rut, les clans se fragmentent et les individus rejoignent les femelles et/ou leur place de rut. Les mâles et femelles adultes vivent dès lors séparés la quasi-totalité de l'année (pendant 11 mois) et se retrouvent pour le rut.

La période du rut (septembre-octobre) est marquée par le brame du cerf, une manifestation sonore puissante qu'émettent les mâles adultes pour indiquer leur présence et manifester leur force afin d'intimider toute concurrence. Par extension, le brame est aussi le nom donné à la période du rut chez cette espèce. Cette période revêt d'une grande importance puisque le succès reproducteur des mâles dépend majoritairement du rang social acquis par les individus, déterminant ainsi une hiérarchie entre les mâles matures (Malgras & Maillard, 1996).

1.4 Habitat du Cerf élaphe

Souvent considéré comme presque uniquement forestier, le cerf est originellement une espèce inféodée aux milieux composites, alternant couverts forestiers et zones ouvertes telles que les prairies, cultures, clairières ou encore les landes et pelouses dépourvues d'arbres. L'évolution de son habitat vers les forêts peut s'expliquer pour des raisons de protection (période de chasse et protection contre les prédateurs naturels), mais ce repli en forêt est également dû à la forte pression anthropique qui pousse les populations des plaines à se réfugier en forêt. Il a été montré que les populations de cerfs alternent leur utilisation de l'habitat forestier pour éviter les perturbations liées à l'activité humaine (Salvatori et al. 2022). Le type d'habitat occupé par cette espèce dépend de facteurs tels que le moment de la journée (jour ou nuit) ou de la saison, ce qui va directement impacter la disponibilité en ressources alimentaires ainsi que le type de végétation préférentielle du cerf élaphe.

1.4.1 Habitats en journée

Une étude a été menée sur l'habitat diurne du cerf élaphe, dont un des sites de l'étude en question correspond à la forêt de Saint-Michel-Freyr, incluse en partie dans l'UGCSH1.

Indépendamment de l'âge de l'individu ou de la saison, une tendance générale d'utilisation de l'habitat est ressortie de l'étude. En journée, le cerf élaphe a une préférence pour les peuplements résineux qui lui procurent un abris naturel face aux chasseurs et aux conditions météorologiques. Cette préférence est encore plus marquée lorsque le milieu est diversifié, notamment lorsque les peuplements résineux sont entrecoupés par des zones ouvertes ou par des peuplements feuillus, créant ainsi des effets de lisière. Ces lisières sont sources de nourriture grâce à la végétation basse et elles servent de refuge aux animaux ou de zone de transition pour s'enfuir vers le couvert forestier (A. M. Licoppe 2006). La proportion d'utilisation des peuplements résineux est donc plus fortement marquée en journée que pendant la nuit.

Les études menées sur le territoire de Saint-Michel Freyr mettent cependant en évidence le choix préférentiel de l'habitat en fonction du stade de développement du cerf.

Concernant les individus adultes, les zones privilégiées en journée sont les peuplements résineux et plus particulièrement la zone de transition de 30 mètres située en périphérie des peuplements. Les centres des peuplements feuillus sont quant à eux évités (Licoppe & Lievens 2003).

Les résultats des études menées dans le but d'analyser les habitats diurnes du cerf élaphe concernent bien évidemment certains individus et ne constituent pas une généralité mais bien une tendance. La répétition de ces expériences est nécessaire dans le but d'augmenter la pertinence des résultats.

L'espèce cerf privilégiera les zones les plus tranquilles et sa distribution est positivement corrélée à la distance et à la fréquence du bâti (Sordello, 2012).

1.4.2 Habitats pendant la nuit

L'espèce Cerf est avant tout une espèce avec des mœurs nocturnes. Le taux d'activité élevé allant de la tombée de la nuit au lever du jour correspond principalement aux différentes transitions entre les habitats (Sordello, 2012). C'est pendant ce laps de temps que les individus prospectent les zones ouvertes dépourvues de couvert forestier, où la végétation herbacée et arbustive est plus abondante (prairies, clairières, cultures). Les individus se déplacent donc de leur zone forestière de quiétude et de repos fréquentées le jour vers leur zone d'alimentation fréquentée la nuit, bien que plus rapprochée du milieu urbanisé (Salvatori et al. 2022)

Les bords de routes enherbées ainsi que les lisières bordant certains chemins forestiers constituent une source de nourriture alternative pour le gibier, qui tolère d'avantage la

proximité aux routes. Il est par conséquent courant d'observer des individus à proximité de ces zones pendant la nuit (Sordello, 2012). A la sortie de l'hiver, ces zones riches en nourriture sont propices aux observations du cerf élaphe. C'est à cette période que sont organisés les comptages aux phares destinés à l'élaboration des quotas de tir (Licoppe et Lievens, 2010).

En conclusion, les études menées par *Salvatori et al. (2022)* ont mis en évidence la différence de l'utilisation du milieu forestier pour 5 populations de cerfs à travers l'Europe. Les résultats démontrent, au travers de ces 5 régions, que les individus privilégient les milieux forestiers et isolés des activités humaines pendant la journée plutôt que pendant la nuit (jusqu'à 50% d'utilisation en plus). A l'inverse, les zones ouvertes riches en plantes herbacées, mais également exposées davantage aux risques humains, sont visitées favorablement pendant la nuit.

1.5 Domaine vital

Chez les cervidés, le choix du domaine vital se fait essentiellement en fonction de la répartition spatiale des ressources alimentaires et de protection, nécessaires pour satisfaire leurs besoins écologiques. Comme cité au point II.1.4 « *Habitat du Cerf élaphe* », le cerf élaphe trouve la majorité de son alimentation dans les milieux ouverts et la quiétude et la protection dont il a besoin dans les milieux forestiers. Par conséquent, on retrouve une séparation spatiale des domaines vitaux diurnes et nocturnes, le cœur du domaine vital possédant une valeur de protection élevée le jour et une valeur alimentaire élevée de nuit. Le domaine vital de l'espèce sera d'autant plus restreint que les différentes ressources sont importantes et bien réparties dans l'espace.

Le domaine vital du cerf dépend du sexe et de l'âge de l'individu. Selon une étude réalisée sur 9 sites en Belgique, la taille moyenne du domaine vital d'une biche et du groupe matriarcal est de l'ordre de 529 hectares (écart de type de +/- 429 hectares) (Prévot et Licoppe 2014), alors qu'il est en moyenne de 800 hectares pour les mâles adultes (A. Licoppe et Herman, s. d.). De manière plus globale et moins localisée à l'échelle d'un territoire précis, le domaine vital d'un groupe matriarcal constitué de biches et de leur progéniture peut couvrir entre 500 et 2000 hectares. Pour un groupe d'individus boisés de 5-6 ans, il peut couvrir jusqu'à 3 000 hectares (Sordello, 2012).

L'étendue du domaine vital des biches est indépendante des variations saisonnières, alors que pour les mâles on retrouve des variations au printemps et en automne (période du rut) (A. Licoppe et Herman, s. d.).

1.6 Dispersion

La dispersion natale est un processus permettant aux individus d'une espèce, majoritairement sédentaire, de s'établir dans un territoire et un habitat différent de celui où ils sont nés, c'est-

à-dire qu'ils quittent le domaine vital maternel. Par conséquent, ils ont la possibilité d'exploiter et d'expérimenter des conditions de vie différentes par rapport à leur habitat natal, ce qui leur donne accès à de nouvelles ressources alimentaires et de nouveaux partenaires sexuels.

Chez les jeunes mâles, les comportements de dispersion sont très variés. Une première étude en Hertogenwald et à Saint-Hubert a montré comme constat que la dispersion natale concerne plus de 50% de jeunes mâles et qu'elle ne se réalise, en moyenne, qu'à 28 mois, c'est-à-dire au moment du rut dans la troisième année de l'individu (âge de la maturité sexuelle) (A. Licoppe et Herman, s. d.). Cette dispersion, en plus d'être liée à une conquête de nouveaux territoires ou à une exclusion par un mâle plus grand, peut être expliquée par la volonté de vouloir perpétuer ses propres gènes et ainsi consolider sa propre lignée génétique. Une deuxième étude, menée sur différents sites en Wallonie, a permis de mesurer les taux de dispersion ainsi que les distances parcourues par les jeunes mâles. Les jeunes mâles sont les individus qui se déplacent sur les plus grandes distances par rapport aux femelles et aux jeunes de l'année.

En considérant un domaine vital maternel de 530 hectares, il a été évalué une distance seuil minimale de dispersion de 3,67km pour l'espèce Cerf, avec un taux de dispersion de 53% parmi les jeunes mâles (Prévot et Licoppe 2014). Au printemps, les cerfs boisés occupent une zone de refait en attendant que leurs bois repoussent. Cette zone de repousse des bois est généralement située en périphérie du massif forestier, dans des secteurs pauvres en individus femelles mais riches en ressources alimentaires. Pendant cette période de refait qui s'étale de février à juillet, les cerfs boisés sont plutôt sédentaires à la zone qu'ils occupent (ONCFS, 2009).

Concernant la dispersion des individus femelles, on retrouve une plus grande fidélité des biches à leur site de naissance afin de construire et de constituer des cohortes matriarcales au sein d'un territoire connu. Elles se dispersent dès lors beaucoup moins ou de manière progressive, avec un taux estimé à 14% pour les femelles (Prévot et Licoppe 2014). Au printemps, les biches et les faons alternent les déplacements entre les milieux fermés (gagnages, alimentation en fruits forestiers) et les plaines.

Les déplacements de cerfs sont très complexes à évaluer, puisque chaque population présente ses propres spécificités en fonction de la densité de population, de l'habitat, des conditions du milieu et de l'historique de la harde (A. Licoppe et Herman, s. d.). D'autres facteurs externes peuvent également intervenir, comme la présence de prédateurs, ou une pression anthropique trop élevée. En Belgique, les déplacements sont limités par le morcellement du paysage, causé notamment par la présence de la Meuse et de la E411. Ces infrastructures humaines (routes, chemins de fer ou encore les clôtures) agissent comme des barrières qui

perturbent le déplacement des individus et diminuent la connectivité entre les habitats (Mumme et al. 2023). Malgré l'impact humain et les spécificités propres à chaque population, des tendances s'illustrent grâce aux différentes études menées. Les non boisés sont plus fidèles à leur site de naissance et possèdent un domaine vital restreint, contrairement aux mâles qui font part d'une grande variabilité, que ce soit vis-à-vis du domaine vital ou de leur capacité de dispersion. Il n'y a pas de mouvement général des populations mais bien des phénomènes migratoires individuels, et non au niveau de l'espèce (A. Licoppe et Herman, s. d.)

1.7 Alimentation

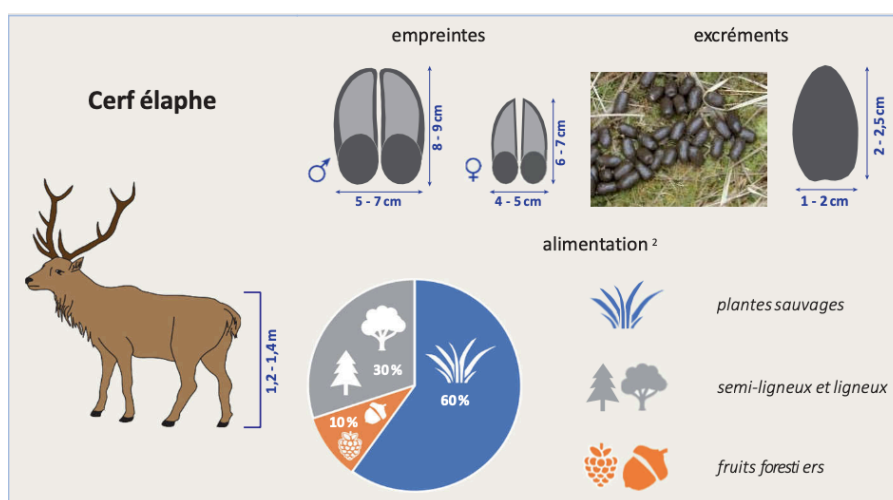


Figure 3 : Alimentation du *Cervus elaphus* (Bemelmans, 2023)

Le régime alimentaire du cerf est majoritairement constitué d'herbacées, puisqu'il a tendance à fréquenter les milieux ouverts pour son alimentation, mais une proportion importante de son alimentation provient des semi-ligneux et ligneux ainsi que des fruits forestiers (figure 3). Son régime alimentaire varie en fonction des saisons et dès lors de la disponibilité en aliments. En hiver, il se tourne donc plus vers la consommation de ligneux.

Un cervidé adulte ou subadulte est assimilé à environ 0,3 unité gros bétail. Une Unité Gros Bétail (UGB) consomme en moyenne 14kg de matière sèche de fourrage par jour (Widar, s. d.).

2 Gestion cynégétique du Cerf en Région Wallonne

2.1 Conseils cynégétiques

Les conseils cynégétiques sont des ASBL créées à l'initiative des chasseurs et agréées par le Gouvernement wallon dans le but d'assurer la coordination de la gestion cynégétique d'une série de territoires regroupés dans un espace territorial donné (SPW, s.d). Le premier conseil cynégétique date de 1974 en Hautes-Fagnes-Eiffel. Celui-ci avait pour intention de protéger le Cerf, relativement rare à cette époque et dans cette région. Ce conseil marque le début de la création de plusieurs autres conseils, au sud comme au nord du sillon Sambre et Meuse (Gendt 2003).

Avec l'espace vital dont nécessite le Cerf, certaines actions de gestion ne fonctionnent que si elles portent sur des superficies assez larges, d'où l'importance d'une concertation entre conseils cynégétiques pour la gestion de l'espèce Cerf et de la création successive de ceux-ci. Aujourd'hui, le territoire Wallon compte 49 conseils cynégétiques et unités de gestion cynégétiques sur son territoire. La législation prévoit également que la possibilité de chasser le cerf boisé soit dépendante d'une adhésion à un des conseils cynégétiques. Pour l'espèce Cerf spécifiquement, ces conseils doivent veiller à fixer des règles et des mesures susceptibles de maintenir un équilibre des sexes ainsi qu'un étalement pyramidal des classes d'âges (SPW, 2014).

2.2 Le plan de tir

Le Cerf est la seule espèce « gibier » soumise à un plan de tir légal en Région wallonne, régi par des arrêtés du Gouvernement wallon et certaines circulaires. Ce plan de tir est obligatoire en Wallonie pour les individus boisés (mâles de plus d'un an) et non boisés (femelles et mâles de moins d'un an). Élaboré et instauré en 1989, son objectif premier était de protéger l'espèce ainsi que de corriger le sex-ratio, c'est-à-dire la proportion entre mâles et femelles (Licoppe, 2019). Aujourd'hui, la gestion du Cerf a fortement évolué et le plan de tir permet la régulation des effectifs. Ce dernier est élaboré par 3 acteurs principaux :

- Le Département Nature et Forêt (DNF), qui assure les opérations de gestion et de contrôle du plan de tir ;
- Le Département d'Étude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA), qui est responsable du support en matière des données et méthodologies (collecte de données et élaboration du plan de tir) ;
- Les conseils cynégétiques, qui proposent les plans de tir pour les territoires dont ils assurent la coordination de la gestion cynégétique. Ils veillent également à une bonne mise en œuvre des plans proposés (Licoppe, 2019).

Depuis l'élaboration du plan de tir en 1989, plusieurs années ont été marquées par des changements de « stratégies » dans les mesures prises pour la gestion du cerf. En 2001, la législation a décidé de réserver le droit de chasse et de tir des cerfs boisés uniquement aux territoires de chasses rassemblés en conseils cynégétiques agréés. Cette mesure a été prise avec l'optique d'offrir aux chasseurs la possibilité d'une gestion quantitative et qualitative des populations de cerfs.

Le processus d'élaboration du plan de tir a fortement changé depuis 2010. Bien qu'il soit dans tous les cas fonction de la taille des populations, l'estimation de celle-ci et les méthodes pour y parvenir ont évolué. Avant 2010, le plan de tir se basait sur un comptage par corps des cerfs (technique de recensement par approche et affût combinés ou encore estimations à l'échelle du triage par les agents DNF), sur un taux d'accroissement et enfin sur une densité cible à

atteindre, en vue de définir un nombre de cerfs à prélever. Les méthodes d'estimation de population uniquement basées sur l'observation ont tendance à systématiquement sous-estimer la population réelle, de sorte que pendant des années, les plans de tir étaient également sous-estimés. Ces sous-estimations proviennent d'un manque de précision et de justesse lors des recensements ainsi que des conditions d'observations (Morellet 2008). C'est en grande partie la raison de l'augmentation des populations et de l'élargissement de leur aire de distribution.

Depuis lors, le plan de tir repose sur 3 piliers principaux qui permettent une meilleure gestion quantitative des populations (A. Licoppe et al. 2018)

- **Pilier 1 : L'analyse complète du tableau de chasse et des statistiques de tir des années précédentes.**

Chaque biche ou cerf abattu est soumis à un constat de tir par un agent du DNF. Pour être le plus complet possible, le tableau de chasse inclut également les individus retrouvés morts dans d'autres circonstances que la chasse, on appelle cela un constat de mortalité. Le constat se fait directement sur le lieu de tir ou de mortalité par un agent du DNF (Bertouille et Manet 2017). Les différents constats sont ensuite rassemblés et encodés par chaque cantonnement dans une base de données centralisées. Les constats de tir ou de mortalité recensent un tas d'informations sur les individus tirés ou retrouvés morts, informations très précieuses pour le suivi de la dynamique des populations et l'évolution de celles-ci. Le tableau de chasse réalisé les années précédentes est par conséquent un recueil d'informations et il doit être extrêmement bien documenté.

- **Pilier 2 : Un indice Nocturne d'Abondance (INA) fiable.**

L'INA est un indicateur permettant de donner une tendance évolutive de l'abondance. Cet indice fait l'objet d'une analyse plus approfondie au point II.5 « Technique d'estimation de l'abondance ».

- **Pilier 3 : Estimation de la population de cerfs grâce à la modélisation via les rétro-tirs et aux données récoltées sur le terrain.**

L'estimation de la population nécessite de connaître le taux d'accroissement d'une population de cerfs en faisant l'hypothèse d'un rapport des sexes ainsi qu'une pyramide des classes d'âges équilibrés. Le taux de reproduction est fixé à 33% par rapport à la population totale sur l'ensemble du territoire wallon. Bien évidemment, ce taux est fonction d'une population présentant une bonne structure, ce qui n'est pas toujours le cas, et il peut varier en fonction de la richesse du milieu. Celle-ci affectera directement les ressources alimentaires et donc la masse corporelle des bichettes, qui nécessite un minimum de masse pour l'arrivée d'une gestation (A. Licoppe et al. 2018).

3 L'importance de la forêt

3.1 Contexte

Dans le contexte actuel des changements climatiques, jamais un accent aussi important n'a été mis sur l'utilité de nos forêts. Celles-ci verront leur composition affectée et modifiée par ces changements, de manière naturelle ou avec l'intervention humaine. Assurer à nos forêts une bonne résilience est primordial. En effet, permettre cette résilience et la conserver assurera une continuité dans les services écosystémiques que la forêt nous offre. Les arbres, et les forêts qu'ils constituent, sont des ressources naturelles essentielles pour l'homme et pour la société. Ces services écosystémiques sont divers et variés :

- Production d'un matériau renouvelable, le bois ;
- Accueil de la biodiversité ;
- Régulation du climat, stockage de carbone ;
- Amélioration de la qualité des eaux et de l'air ;
- Intérêt paysager et public ;
- Lieu de détente et de récréation.

La multifonctionnalité de la forêt se base sur trois composantes essentielles qui allient les aspects sociaux, économiques et environnementaux. La gestion forestière nécessite donc d'être durable pour que les générations futures puissent bénéficier de ce capital naturel et disposer de forêts ayant conservé un patrimoine naturel et biologique élevé, une productivité ainsi qu'une capacité de prospérer et de se régénérer. Cette gestion forestière doit cependant faire face à un nouveau défi depuis plusieurs années, celui du réchauffement climatique.

Outre les multiples conséquences qu'on lui accorde, celui-ci affecte nos forêts et va considérablement modifier le visage de celles-ci. Les essences forestières seront plus ou moins résistantes face aux dérèglements climatiques, non seulement en fonction de leurs différentes aptitudes et caractéristiques intrinsèques, mais également de leurs aptitudes stationnelles. Un accent particulier est dès lors mis sur les différentes essences qui sont plus aptes à faire face, par exemple, aux sécheresses et au manque d'eau important. Les arbres mal adaptés aux changements climatiques sont, quant à eux, sujets à des croissances déficientes, à des maladies et dépérissements. Cela va influencer et moduler le visage de la forêt, son accueil pour la biodiversité et également sa productivité. La gestion forestière doit par conséquent prendre en considération cette problématique des changements climatiques et réfléchir à des solutions pour y faire face.

3.2 La diversification des forêts

Dans le contexte actuel des changements climatiques globaux, la gestion forestière doit être repensée pour privilégier les peuplements diversifiés au détriment des peuplements équiens

monospécifiques. En effet, la diversité d'essences représente un facteur primordial dans le fonctionnement d'un écosystème sain et dans la lutte face aux changements climatiques.

Le repeuplement de nos forêts et sa diversification peut se faire via l'apport d'essences exotiques provenant de régions plus chaudes et sèches, dès lors naturellement résistantes aux stress thermo-hydriques. La gestion peut également prévoir de récolter et d'introduire des semenciers d'espèces indigènes présentes dans des régions plus chaudes, comme le bassin méditerranéen. Il est important de favoriser la régénération et l'installation d'essences les mieux adaptées aux conditions climatiques et stationnelles puisqu'elles supporteront mieux les fluctuations biotiques et abiotiques de leur environnement (Laurent, 2003). Dans l'optique d'obtenir une mosaïque d'essences forestières, il peut également être intéressant de redonner une valeur aux essences secondaires et accompagnatrices, et ne pas se limiter aux essences principales (Claessens, s.d).

Envisager de nouvelles solutions est par conséquent une option dans les stratégies de lutte, et celles-ci doivent bien évidemment faire l'objet d'expérimentations et de suivis.

Outre l'atténuation des changements climatiques, la diversification des peuplements forestiers possède de nombreux avantages :

- Utilisation complémentaire des ressources nutritives ;
- Accueil d'une plus grande variété d'espèces animales et végétales ;
- Barrière protectrice et limitation de la propagation en cas de crise sanitaire ;
- Meilleure adaptation globale des systèmes forestiers ;
- Rendement de bois important et diversifié en vue d'usages multiples.

La diversification des forêts passe également par un contrôle des populations d'herbivores. Ceux-ci, de par leur régime, influencent la composition ainsi que la diversité spécifique végétale. Cette interaction entre le grand gibier et la végétation est plus communément désignée sous le terme d'équilibre forêt-gibier, ou équilibre sylvocynégétique.

4 L'équilibre sylvocynégétique

L'équilibre sylvocynégétique est défini comme suit par l'article L 425-5 du code de l'environnement français : « L'équilibre sylvocynégétique consiste à rendre compatibles, d'une part, la présence durable d'une faune sauvage riche et variée et, d'autre part, la pérennité et la rentabilité économique des activités sylvicoles » (CNPF). Cette définition française introduit cette partie dédiée à l'équilibre sylvocynégétique.

Cet équilibre est considéré comme essentiel afin d'assurer le bon fonctionnement de l'écosystème forestier. Avec l'accélération du réchauffement climatique, la reconstitution et

le réaménagement des peuplements forestiers imposent qu'un équilibre forêt-gibier soit atteint, compte tenu de l'impact de l'herbivorie sur les jeunes plants et semis forestiers.

L'impact des cervidés dépend de la capacité d'accueil biologique du milieu dans lequel ils se trouvent. Lorsque la capacité d'accueil reste la même pour des populations de cervidés croissantes, les ressources diminuent et entraînent, sur le long terme, une décroissance des populations. Cependant, dans la gestion actuelle des forêts qui se veut multifonctionnelle avec entre autres, la production de bois, il faut redéfinir cette capacité d'accueil, qui ne se veut plus réellement biologique, mais plutôt économique ou sociétale, c'est-à-dire tenant compte de la multifonctionnalité de la forêt.

On parle désormais en terme de densité économiquement supportable, qui est une densité de gibier n'entraînant que des dégâts insignifiants aux cultures et aux forêts (Guiraud 1981). Cette densité économiquement supportable est assurée par l'élaboration de quotas de tir annuels de l'administration publique, et ensuite par la réalisation de ces quotas de tirs par les chasseurs, perçus comme les partenaires de la gestion faunistique (Hubert 2019). La chasse, outre sa fonction de loisir, assure une fonction économique considérable.

Selon l'étude réalisée en 2022 par PwC intitulée « Évaluation de l'impact économique de la chasse en Belgique », le poids économique de la chasse en Belgique a été estimé à 394 millions d'euros. Il est important de mentionner que les revenus globaux entre la Région flamande et wallonne sont significativement différents. En effet, cela s'explique d'une part par le type de propriétaire forestier (privé ou publique) et d'autre part par le type de gibier rencontré. Le grand gibier vit majoritairement dans les forêts wallonnes, ce qui engendre des revenus plus élevés. La chasse constitue par conséquent un revenu d'appoint pour certains propriétaires forestiers (Guiraud 1981). Aujourd'hui, les territoires giboyeux sont fortement prisés par les chasseurs, qui, pour s'assurer la location de ces territoires, n'hésitent pas à faire des offres conséquentes. Certains chasseurs vont dès lors imposer des restrictions de tir. Des plans de tir moins exigeants préservent le capital gibier sur le territoire, pérennisent les chasses en les rendant plus giboyeuses et attirent davantage les actionnaires (Hubert 2019).

Le DNF, en tant qu'administration publique en charge d'assurer la gestion écologique du milieu naturel, a pour objectif d'atteindre cet équilibre sylvocynégétique. La gestion du gibier constitue donc un enjeu essentiel pour limiter les dégâts sylvicoles et assurer la pérennité et la multifonctionnalité des forêts.

4.1 Dégâts généraux

La forêt est divisée en 3 strates : herbacée, arbustive et arborescente. Les cervidés vont affecter ces 3 strates et les essences forestières par trois types de dégradations principales (Boulanger, 2010):

- **L'abroutissement** : consommation par les chevreuils et les cerfs des bourgeons, des jeunes pousses, des aiguilles et feuilles se situant à portée de dents ;
- **L'écorçage** : détachement de lambeaux d'écorces des arbres par les dents ;
- **Le frottis** : frottement des bois dans le but d'éliminer les velours ou marquer le territoire. Ce processus arrache l'écorce et mène au cassage de la tige. Le frottis est uniquement associé aux individus mâles.

Le frottis et l'écorçage sont 2 dégâts qui affectent principalement les espèces déjà développées à un certain stade de croissance. Ces dégâts consistent essentiellement en la dégradation de l'écorce. Barrière protectrice de l'arbre face à l'entrée de pathogènes ou de ravageurs et assurant un rôle fonctionnel dans la conduction de la sève organique, l'écorce qui se dégrade ou qui est arrachée laisse des portes ouvertes pour divers agresseurs extérieurs, altérant ainsi le fonctionnement général de l'arbre et menant à un dépérissement de la qualité des bois voire à sa sénescence complète (Boulanger 2010).

Néanmoins, le frottis n'étant commis que par les individus mâles et l'écorçage uniquement par certaines espèces de cervidés (le cerf mais pas le chevreuil (Ballon, Hamard, et Klein 2005)), la dégradation la plus problématique est l'abroutissement, puisqu'il concerne l'ensemble des cervidés présents dans nos forêts. Les impacts et les conséquences de l'abroutissement sont visibles aux premiers stades de la régénération forestière. S'il est effectué de manière répétée sur les jeunes plants, il peut induire une mauvaise conformation des futures tiges, mener à la mort des tiges et entraîner une diminution du potentiel de régénération du peuplement forestier (Boulanger, 2010).

4.2 Effets sur la strate herbacée

La strate herbacée abrite le plus grand nombre d'espèces végétales différentes (composition variable selon l'ouverture de la canopée, la fréquentation et la gestion sylvicole). Cette diversité offre un large choix alimentaire aux cervidés qui peuvent dès lors se permettre une sélection des espèces appétentes et à haute valeur nutritionnelle (Boulanger, 2010). Cette sélection, qui favorise les espèces peu appétentes ou résistantes à l'herbivorie, modifie la composition et la dynamique de la végétation herbacée. Dans le massif forestier de Saint-Hubert, un réseau de 244 enclos-exclos a fait l'objet d'une étude pour déterminer l'impact des ongulés sauvages sur la strate herbacée. Il en ressort une plus grande diversité spécifique en présence d'herbivorie. Cette richesse végétale, qui touche principalement les monocotylédones, peut être expliquée par l'abroutissement qui maintient un couvert ligneux plus léger et plus bas, favorisant l'ouverture du milieu et l'apport de la lumière. Les résultats obtenus au fur et à mesure du suivi des enclos-exclos montrent que la myrtille, le hêtre, la callune voire l'épicéa et la ronce sont impactés négativement par l'herbivorie (d'un point de vue hauteur et taux de recouvrement). Les Cyperacées, comprenant notamment les Carex,

sont quant à eux favorisés, alors que l'impact sur la diversité des dicotylédones n'est pas encore réellement établi. (A.Licoppe, J.Monami & J. Lievens, 2012).

4.3 Effets sur la strate arbustive

Les abrouissements causés par les cervidés sur la végétation arbustive favorisent les espèces résistantes ou moins appétentes dans la compétition interspécifique. Une très grande densité d'ongulés sauvages peut considérablement affecter et réduire le couvert végétal du sous-étage, impactant d'une part, les habitats potentiels pour des groupes taxonomiques comme les insectes ou les oiseaux, et d'autre part, la quantité de lumière disponible dans le sous-étage (Boulanger, 2010). Cela engendre des modifications tant au sein de la strate herbacée qu'arbustive, ce qui a pour effet de ralentir le renouvellement forestier en maintenant un milieu ouvert et d'empêcher d'obtenir une diversité riche en espèce au sein du peuplement. (A.Licoppe, J.Monami et J. Lievens, 2012).

4.4 Effets sur la strate arborescente

Sur le long terme, de trop grandes populations de cervidés peuvent modifier durablement l'aspect des peuplements forestiers et même intervenir dans la succession forestière. Ils peuvent soit favoriser les espèces de forêt matures en limitant le développement des espèces pionnières ou compétitrices des espèces dryades, ce qui accélère le processus de succession, soit le ralentir en limitant le développement des espèces dryades (Boulanger, 2010).

Les cervidés ont la capacité d'orienter la succession forestière en broutant sélectivement les espèces appétentes, permettant à d'autres communautés végétales de s'établir tout en réduisant la diversité spécifique. Soumis à des fortes pressions d'ongulés, il est possible que les forêts transitent vers une structure paysagère proche d'une prairie, caractérisée par une faible densité de tiges et une strate arborescente presque inexistante (Ramirez, Jansen, et Poorter 2018).

Outre l'impact des cervidés sur la diversité spécifique des communautés végétales, les effets peuvent également se situer au niveau de la régénération, de la vitesse de croissance, de la forme de la tige ou encore de la qualité du bois. L'abrouissement du bourgeon terminal peut engendrer une fourchaison de la tige principale, diminuant sa qualité sylvicole et potentiellement sa valeur économique.

Les frottis causés sur les jeunes plants peuvent provoquer des déformations sur la tige principale ainsi que des retards de croissance de l'arbre. L'écorçage, quant à lui, peut mettre en péril des peuplements forestiers adultes, ce qui aura des conséquences sur la qualité du bois et sur la rentabilité du peuplement (Bison & Loison, 2022).

4.5 Les cervidés, que du négatif ?

Les cervidés font partie intégrante du visage de nos forêts et leur absence peut mener à terme les écosystèmes vers des états dysfonctionnels. Le cerf participe à la dispersion de certaines

plantes grâce à ses déplacements et ses interactions à l'échelle de son domaine vital. Cette dispersion des graines peut se faire de trois manières :

- Endozoochorie partielle : Ingestion des graines et régurgitation directe ;
- Endozoochorie : Ingestion des graines, passage dans le tractus digestif et excrétion dans les fèces ;
- Epizoochorie : Transport des graines par les sabots ou le pelage (Bison & Loison, 2022).

Le phénomène d'épizoochorie a été étudié sur la plante *Cynoglossum germanicum*, ou Cynoglosse d'Allemagne, une plante d'Europe centrale dont les fruits traduisent le caractère épizoochore de la plante (présence de mucrons permettant une bonne adhérence). Bien qu'elle soit une espèce des milieux ouverts, l'étude a également mis en avant sa présence dans les zones de forte pression d'abrutissement (zones fortement fréquentées par les cervidés). La pression d'herbivorie exprime la pression de sélection effectuée par les cervidés lors de leur alimentation. Cette pression met en évidence les espèces les moins appétentes pour le Cerf, par conséquent celles qui seront favorisées par sa présence, car moins appréciées ou plus tolérantes. La présence de la Cynoglosse d'Allemagne dans les milieux fortement appréciés par les cervidés est donc attribuée à un mécanisme de défense et de résistance face à l'herbivorie, lui permettant de s'implanter dans les communautés végétales soumises à de hautes pressions d'herbivorie. D'un point de vue évolutif, la plante a su tirer parti de la présence de cervidés pour la dispersion tout en évitant sa consommation grâce à la sécrétion de substance chimiques (Boulanger et al. 2014).

A travers les mécanismes de dispersion, les ongulés sauvages peuvent jouer un rôle déterminant dans la dynamique des communautés de plantes, dans leur distribution spatiale à différentes échelles ainsi que dans la circulation de gènes entre populations de plantes.

Ensuite, bien que le retour du loup dans les forêts belges soit progressif et que son impact ne peut pas encore être réellement décrit, le Cerf peut faire l'objet de proie dans la relation proie-prédateur. Une étude menée sur le site de Bialowieza en Pologne a pu déterminer que les loups sont l'agent majeur de régulation des populations de Cerf (63% de proies), devant le Chevreuil et le Sanglier. D'autres études menées dans différentes régions d'Europe (dans le Parc National Bieszczady dans les Carpates polonaises par exemple) montrent que les grands cervidés sont chassés préférentiellement par le loup. Cependant, comme l'illustrent certaines études réalisées dans le Parc Naturel Régional de Somiedo en Italie, la taille des meutes de loups va influencer les proies préférentielles. Une meute en phase de recolonisation d'un territoire s'attaquera plus facilement à des chevreuils ou sangliers, le temps de constituer une meute composée d'un assez grand nombre d'individus pour s'attaquer au Cerf (Lezaca-Rojas, 2012).

Enfin, le Cerf est une ressource fondamentale du patrimoine forestier belge. Sa présence dans nos contrées reste donc primordiale.

En guise de conclusion, il est important de tendre vers un équilibre optimal forêt-gibier. En l'absence d'ongulés, et de pression d'herbivorie, la composition de la communauté végétale est déterminée par la compétition interspécifique entre les plantes et par les conditions environnementales. La communauté végétale est par conséquent dominée par les plantes exploitant de manière optimale les différentes ressources, au détriment des espèces non-compétitrices. En présence de trop fortes densités d'ongulés, la diversité spécifique est réduite, ce qui entraîne une homogénéisation de la végétation et une diminution de la résilience de l'écosystème. Dans certaines situations, l'élimination d'espèces par herbivorie entraîne également une forte réduction de la biomasse végétale.

L'idéal est par conséquent d'être en présence d'une densité intermédiaire d'ongulés. Dans ce cas, la consommation de plantes, le piétinement des ongulés et la dispersion des graines permettent de diversifier et d'enrichir le milieu, ce qui a un impact bénéfique sur l'écosystème. (M.Bison & A.Loison, 2022).

5 Techniques d'estimation de l'abondance

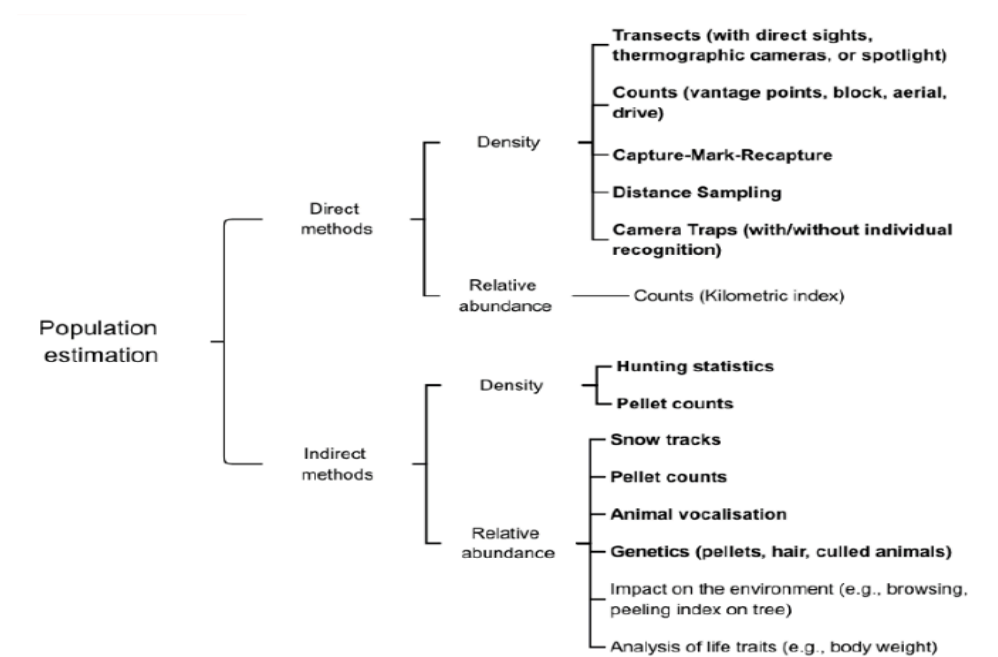


Figure 4 : Classification des méthodes disponibles pour estimer les densités de population et les abondances relatives (SPW, 2023)

La gestion des grands herbivores peut se faire grâce à de multiples techniques d'estimation d'abondance des populations. Néanmoins, dénombrer et estimer ces populations de grands herbivores avec précision et justesse reste un exercice très compliqué. Les méthodes d'estimation de population sont divisées en deux catégories principales :

1) Méthodes indirectes

2) Méthodes directes

Les méthodes indirectes se basent sur la détection de signes de présence des animaux. Les estimations se font notamment à partir d'observations de crottes, de vocalisations, de traces et d'empreintes ou d'ADN (Morellet 2008). Les méthodes indirectes prennent également en compte les indicateurs de pression sur la végétation, comme :

- L'indice de consommation dans le but de déterminer le taux d'abrouissement sur la régénération forestière ;
- L'indice du taux d'écorcement dans les zones où le Cerf est présent ;
- La méthode d'enclos-exclos ;
- Autres.

Outre les méthodes indirectes, on retrouve **les méthodes directes** qui se basent directement sur les observations des animaux (Morellet 2008).

5.1 Recensement par approche et affût combinés

De 1982 jusqu'en 2010, les Chasses de la Couronne ont développé une méthode dite de « recensement par approche et affût combinés ». Considéré comme une méthode de comptage exhaustive des animaux, le principe est de parcourir de manière coordonnée un massif forestier au soir et au matin, période propice à l'observation du grand gibier. Le massif forestier est divisé en différents secteurs pour lesquels un observateur s'occupe du recensement. Afin d'augmenter les possibilités d'observation, le dispositif est complété par la présence d'observateurs situés sur des postes d'affût ainsi que par la circulation de véhicules. Les observations sont ensuite géoréférencées et mises en commun par après. L'organisation de ce recensement est assez lourde puisqu'elle nécessite un grand nombre d'observateurs.

La méthode par approche et affûts combinés en Hertogenwald mise en œuvre de 1982 à 2010 a pu mettre en évidence la grande variabilité des mesures de densité apparente des populations de cerfs. La variabilité des résultats peut dépendre de l'effort de recensement, qui est fonction du nombre d'observateurs et qui peut varier d'une année à l'autre. D'autres facteurs non contrôlables peuvent causer des grandes variabilités année après année, comme par exemples des tempêtes affectant la visibilité et l'attrait du paysage pour les cervidés, ou encore des hivers très doux entraînant une croissance précoce de la végétation.

Ces facteurs perturbant l'estimation sont regroupés sous le terme de « détectabilité », généralement comprise entre 0 et 1 (sauf dans le cas de double comptage où elle peut être supérieure à 1). Elle représente le principal défaut des méthodes exhaustives puisqu'elle est directement dépendante du type de milieu, du comportement et de la taille de l'espèce ainsi que des conditions d'observation. Dans nos forêts, la détectabilité du cerf en milieu forestier est inférieure à 1, de sorte que les méthodes exhaustives ont tendance à sous-estimer les effectifs réels (A. Licoppe, Lievens, et Bertouille 2010).

5.2 Méthodes CMR et DS

La méthode CMR (Capture-Marquage-Recapture), classée dans les méthodes d'estimation d'effectifs, repose sur l'identification d'une certaine proportion d'individus dans la population (Pellerin et al. 2014). Le principe de cette méthode est de capturer, de marquer et de relâcher une partie de la population que l'on considère représentative. La méthode suppose ensuite que la proportion d'individus marqués qui sont observés lors d'un comptage donne une estimation de la taille de la population (Corlatti, Fattorini, et Nelli 2015). La proportion d'individus marqués-observés par rapport à la proportion totale d'individus marqués correspond à la détectabilité (A. Licoppe, Lievens, et Bertouille 2010).

La méthode DS (distance sampling) est une méthode qui met en place différents « parcours » le long desquels sont effectués des observations dans le but d'estimer la détectabilité. Cette méthode part du postulat que (Corlatti, Fattorini, et Nelli 2015) :

- Les parcours sont répartis aléatoirement dans la zone d'étude ;
- La probabilité de détecter un animal dépend de sa distance par rapport au parcours ;
- Chaque animal possède la même probabilité de détection.

5.3 Principe et description de l'Indice Nocturne d'Abondance

Dans le but de suivre la tendance évolutive des populations de cerfs, une étude menée sur le long terme (30 ans) des populations par comptage nocturne aux phares a été effectuée au sein de la Réserve nationale de la Petite-Pierre, en France. Pour ce faire, deux indices ont été constamment calculés (Garel et al. 2010) :

- Le nombre d'individus observés par kilomètre ;
- Le nombre de groupes observés par kilomètre.

Garel et al. ont ensuite démontré que les 2 indices précédemment cités étaient capables de fournir des indices fiables sur l'abondance relative du Cerf élaphe et de ses populations, permettant ainsi une surveillance des variations annuelles de la taille des populations.

En Wallonie, les Indices Nocturnes d'Abondance (**INA**) ont été mis en place dès 2010 de manière généralisée, dans le but de suivre et d'analyser l'évolution, sur le long terme, des populations de l'espèce Cerf, mais également d'autres espèces animales. L'**INA** est un indicateur qui permet d'estimer la densité de l'espèce Cerf par kilomètre grâce à la circulation de véhicules forestiers sur des parcours définis au préalable. L'approche est par conséquent indiciaire, puisqu'elle ne permet pas de dénombrer l'ensemble des animaux pour fournir une densité absolue, mais bien de délivrer un indice kilométrique (nombre de cerfs/kilomètre) (A. Licoppe et Malengreaux 2012). Cet indice kilométrique permet ensuite d'établir une tendance de l'évolution démographique d'une espèce par parcours ou par groupes de parcours, en comparant les INA d'une année à l'autre. L'objectif n'est donc pas d'obtenir une estimation proche du nombre d'animaux réellement présents, mais bien de raisonner en termes de

variation relative des effectifs (stabilité, diminution ou augmentation de l'indice), en travaillant par conséquent sur les moyennes de séries annuelles de données, et non sur la valeur maximale obtenue lors des répétitions (Hamann et al., 2011).

Concernant les parcours, ceux-ci sont établis afin d'être immuables dans le temps, de manière à inventorier les mêmes milieux chaque année et de parcourir la même distance (longueur du parcours comprise en moyenne entre 20 et 30 kilomètres). Il est important d'effectuer le recensement après la reprise de la végétation de plaine et de le finir avant le débourrement total du sous-bois (vers mars-avril), pour des raisons de détectabilité (A. Licoppe et Malengreaux 2012).

Chaque parcours fait l'objet de trois répétitions au minimum, idéalement quatre, à des dates similaires (une certaine flexibilité est admise) d'une année à l'autre et dans des conditions d'observations comparables. L'importance des répétitions est primordiale pour quantifier la variabilité d'échantillonnage des comptages autour des moyennes annuelles et de réaliser des tests de tendance (Hamann et al., 2011). La variabilité dans les comptages est la conséquence de conditions de visibilité changeantes, de l'expérience des observateurs ainsi que des modifications du milieu. La proportion d'individus détectés lors des comptages est donc dépendante de ces facteurs, et la répétition des parcours permet de limiter au mieux le biais causé par les conditions d'observation.

La mise en place de la méthode s'est faite progressivement en Wallonie dès 2010 (année de la validation scientifique de la méthode) par une implantation successive au sein des différents conseils cynégétiques. En 2010, on dénombrait 114 parcours INA pour une distance totale de 2655 kilomètres. Aujourd'hui, en 2023, la Wallonie compte 264 parcours pour une distance totale d'environ 7500 kilomètres (SPW, 2023). Le protocole de mise en œuvre de l'INA se trouve en Annexe 5.

6 Caméras traps

6.1 XIXe siècle : Naissance

Un pionnier de la photographie animalière, notamment pour les prises de nuit, est George Shiras. La spécialité de Shiras provient d'une technique de chasse couramment utilisée en Amérique du Nord, le « Jacklighting » (Meier 2016), qu'il adaptera pour la photographie animalière. Cette méthode consiste à se munir d'une source lumineuse afin d'éclairer et capter l'éclat des yeux des animaux qui scintillent durant la nuit. Les animaux ne percevant pas cet effet lumineux comme un réel danger, ils s'immobilisent devant la lumière ce qui permet de capturer l'instant à l'aide d'un flash. C'est par la suite que, dans le courant des années 1890, Georges Shiras se met à concevoir et expérimenter la technique du flash dans le but de pouvoir photographier les animaux durant la nuit.

Il devient dès lors le premier à mettre en place des pièges photographiques en forêt, grâce à un flash obtenu par explosion de poudre de magnésium déclenché par un fil-piège (Fonteyn, Houngebegnon, et Lejeune 2019). Shiras inaugure par conséquent la pratique du « camera Hunting ».

Ceci lui permettra d'obtenir des images inédites de la vie encore méconnue des animaux et de s'immiscer dans un monde encore inaccessible et fantasmé.

Il demeure aujourd'hui encore comme étant un des premiers photographes animaliers et est reconnu pour son influence sur la conservation de la nature (Meier 2016).

6.2 XXe siècle : Essor

Au 20^{ème} siècle, l'utilisation d'appareils photos intervient de plus en plus dans des contextes d'études scientifiques liées aux recensements d'espèces animales. Frank Michler Chapman, naturaliste et ornithologue américain du XIX et XXe siècle, est une référence dans le domaine de l'écologie. Sa reconnaissance provient notamment de ses études de recensement sur l'île de Barro Colorado au Panama. Pour ce faire, il a utilisé la photographie à distance, ce qui lui a permis d'obtenir des clichés rares de certains mammifères comme l'Ocelot (*Leopardus pardalis*) ou le Tapir de Baird's (*Tapirus bairdii*). Le contexte de cette étude, purement scientifique, est considéré comme une des premières études réalisées dont l'objectif est de recenser les espèces présentes dans une certaine région. L'utilisation de la photographie à distance a également permis au naturaliste de s'interroger sur les individus, grâce aux traits personnels de l'animal, et à leur comportement (Kucera et Barrett 2011).

Au milieu du XXe siècle, on assiste à un essor de la qualité du matériel photographique. La poudre au magnésium, relativement dangereuse, est remplacée par des ampoules flash lumineuses. Le fil métallique permettant de faire déclencher le flash est remplacé par deux systèmes conçus par le docteur Olivier Pearson :

- Utilisation d'un courant électrique ;
- Utilisation d'un faisceau de lumière.

A partir des années 1980, l'utilisation de ces nouvelles « technologies » pousse les scientifiques et naturalistes à mener de réelles études scientifiques, au-delà de l'exploration par curiosité. Une étude réalisée par A.H. Seydack (Ministère des affaires environnementales, République d'Afrique du Sud) en 1984 a permis de recenser certains mammifères de la forêt tropicale en Afrique du Sud. Le principe de cette étude consistait à déployer six caméras de manière systématique dans des blocs d'étude de 100 hectares. Après un mois de relevés, les caméras sont déplacées vers le bloc d'étude suivant. Cette procédure a été répétée six fois sur une durée totale de trois ans (Fonteyn, Houngebegnon, et Lejeune 2019), ce qui a permis à Seydack de recenser quatorze espèces. Les différentes espèces rencontrées sur les images ont pu être classées dans trois catégories (Kucera et Barrett 2011) :

- Les espèces individuellement reconnaissables et pour lesquelles une estimation de la densité est possible ;
- Les espèces qui ne sont pas reconnaissables individuellement mais relativement abondantes ;
- Les espèces rares, difficilement détectables par les caméras et pas reconnaissables individuellement.

Cette étude a permis à Seydack de se rendre compte du grand potentiel pour la technique du recensement par pièges photographiques en tant qu'outil polyvalent de recherche et de recensement de la faune sauvage, notamment pour la reconnaissance individuelle d'espèces et l'estimation de densité de population.

Aujourd'hui, la majorité des pièges photographiques possède un capteur de mouvement à l'infrarouge passif. Le capteur se déclenche lorsqu'un animal, émettant une température de surface différente de celle de l'environnement, passe devant la zone de détection de la caméra (Fonteyn, Houngebegnon, et Lejeune 2019).

6.3 XXle siècle : Le caméra trapping aujourd'hui

Aujourd'hui, l'utilisation des pièges photographiques pour l'étude des populations animales dans le temps et dans l'espace est primordiale dans le cadre des stratégies de conservation de la nature. A titre d'exemple, seulement 30 études sur les mammifères ont été menées à l'aide de pièges photographiques avant les années 2000. Depuis lors, plus de 384 études ont été publiées (McCallum 2013). Bien que les méthodes d'inventaire et de recensement de la faune sauvage sont dépendantes du contexte de l'étude, le système par pièges photographiques est utilisé pour des études très variées (Fonteyn, Houngebegnon, et Lejeune 1890; Trollet et al. 2014)

- Études des interactions proies-prédateurs ;
- Étude des interactions entre des plantes et des espèces animales ;
- Rythmes d'activités des espèces ;
- Distribution et abondance d'espèces rares ;
- Estimation des densités de population ;
- Prédation des nids d'oiseaux ;
- Utilisation d'infrastructures par la faune sauvage ;
- Autres.

Le recensement par pièges photographiques s'impose aujourd'hui comme un outil polyvalent pour de nombreuses recherches écologiques puisqu'il permet une surveillance permanente de certaines populations animales sur des étendues spatiotemporelles considérables. Ce suivi de la faune sauvage par pièges photographiques permet d'établir des indices d'abondance relative (**RAI**, Relative Abundance Index) pour une large variété d'espèces. Ces estimations

d'abondances sont ensuite utilisées pour mener des stratégies de conservation de la faune, réaliser des quotas de chasse, évaluer la quantité de proies pour certains prédateurs (Palmer et al. 2018), ou simplement surveiller la tendance des populations animales (Ferretti, Lazzeri, et Fattorini 2023).

Les indices d'abondance relative (RAI) sont généralement exprimés par le rapport entre le nombre de détections d'une espèce et l'effort d'échantillonnage, c'est-à-dire le nombre de jours d'activité d'un piège photographique. Cette approche est généralement plus adaptée lors de recensements d'espèces solitaires, puisqu'elle n'impose pas un comptage précis de tous les individus. A l'inverse, pour les espèces grégaires comme les ongulés sauvages de nos régions, il est recommandé d'aborder le calcul du RAI comme étant le rapport entre le nombre d'individus de chaque espèce observé par détection et le nombre de jours d'effort du piège photographique (Ferretti, Lazzeri, et Fattorini 2023).

III. Matériel et méthodes

1 Description du site d'étude

1.1 Situation géographique globale

La Grande forêt de Saint-Hubert est l'un des plus grands massifs forestiers de Belgique. Avec la forêt d'Anlier et la forêt de la Semois et de la Houille, ces 3 massifs représentent les grands massifs forestiers ardennais. Le massif forestier de Saint-Hubert est situé dans la région de l'Ardenne et plus précisément dans la province du Luxembourg, en Wallonie, et borde la ville éponyme de Saint-Hubert.

Le massif couvre différentes zones bioclimatiques en Belgique qui sont respectivement la basse et moyenne Ardenne, l'Ardenne centro-orientale et enfin la Haute Ardenne.

La Grande forêt de Saint-Hubert couvre une superficie d'environ 100 000 hectares dont plus de la moitié est constituée de forêts. La forêt s'étend sur 10 communes : Daverdisse, Wellin, Tellin, Libin, Libramont-Chevigny, Saint-Hubert, Tenneville, Nassogne, Sainte-Ode et Bertogne.

La gestion de la faune au sein de la Grande forêt de Saint-Hubert est en partie soumise à l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert (UGCSH). Cette Unité de Gestion est divisée en 5 secteurs, pour une surface totale de 46 101 hectares. Cette structure cynégétique doit permettre une gestion coordonnée du gibier sur un territoire écologiquement fondé (master plan 2020-2040, Nassonia).

1.2 Situation géographique du site d'étude

La partie expérimentale du mémoire s'est déroulée au sein du massif forestier de Saint-Hubert, dans le secteur 1 de l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert. Le secteur 1 fait l'objet d'une attention particulière pour diverses raisons :

- Il appartient en partie aux Chasses de la Couronne ;
- Un « Master plan » initié par la Région wallonne et par Nassonia concerne la forêt de Saint-Michel-Freyr, située au cœur du Secteur 1 ;
- Du fait de la présence de la Converserie, lieu culturel et historique lié au monde de la chasse.

Le secteur est délimité par des axes routiers importants, avec la Nationale 4 au nord-est, la nationale 836 au nord-ouest, la Nationale 89 au sud-est ainsi que la Nationale 803 au sud-ouest.

La superficie totale de l'UGCSH1 est de 14 000 hectares, mais nous travaillons pour la partie expérimentale sur une superficie de 12 000 hectares. Le type de paysage rencontré au sein de

la zone d'étude est majoritairement forestier puisque les forêts de feuillus, de conifères et mixtes occupent 75% du territoire. Le territoire restant est composé d'un tissu urbain de faible densité ainsi que de milieux agricoles diversifiés.

Tableau 1 : Occupation du sol au sein du secteur 1 de l'UGCSH

Type d'occupation du sol sur le secteur 1	Pourcentage d'occupation
Forêt mixte	33%
Forêt de feuillus	26%
Forêt de conifères	15%
Schémas de culture complexes	9%
Pâturages	5%
Lisière forestière de transition	4%
Structure urbaine discontinue	3%
Terre agricole avec végétation naturelle	3%
Terres arables non irriguées	2%
Installations sportives et de loisirs	+/- 1%

L'occupation du sol ainsi que les délimitations de la zone d'étude sont également présentés sur la figure 5 ci-dessous.

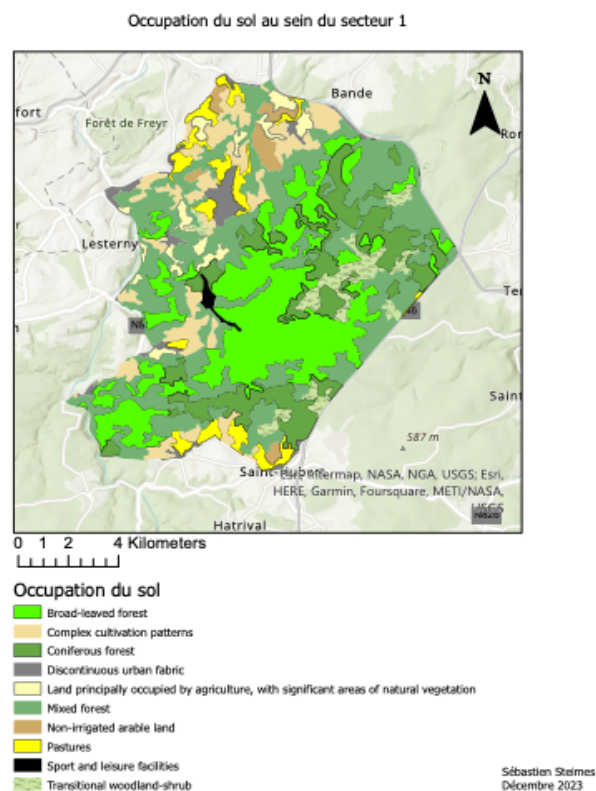


Figure 5 : Secteur 1 de l'UGCSH - occupation du sol et délimitations

2 Organisation temporelle

La période d'étude de terrain a commencé dès la fin du mois de février 2023 et s'est terminée le 2 juin 2023.

2.1 Indice Nocturne d'Abondance (INA)

Les comptages aux phares, permettant d'estimer des indices d'abondance, se déroulent de mi-mars à mi-avril, lors de quatre soirées de recensement d'environ trois à quatre heures chacune. En 2023, les recensements ont été effectués les 21 et 28 mars, ainsi que les 4 et 11 avril. La période est choisie pour différentes raisons :

- Elle correspond à la fin de l'hiver et au début du printemps, avant le débourrement de la végétation en sous-bois. La visibilité est par conséquent meilleure à cette période (Fichant 2003) ;
- Le développement de la végétation dans les prairies de plaines en bordure de massif et en basse altitude provoque un attrait pour les populations de cerfs (Licoppe, Lievens, s.d). On assiste à un réel exode vers la plaine agricole à la fin de l'hiver (A. Licoppe et Malengreaux 2012) ;
- Les résultats et les estimations d'abondance des populations servent à élaborer les plans de tir de la saison de chasse en automne de la même année. Il est dès lors primordial de respecter les délais légaux d'attribution des plans de tir vers la mi-mai (SPW, 2022-2023).

2.2 Caméra traps

Les premières caméra traps ont été installées le 27 février 2023 et les dernières ont été retirées le 2 juin 2023. Le déroulement de l'installation est le suivant :

- **1^{ère} semaine : installation (27/02, 28/02, 2/03) pour le premier mois d'échantillonnage**

La première semaine d'installation des 22 caméras s'est déroulée fin février-début mars et a nécessité 3 jours entiers sur le terrain. Un jour entier correspond globalement à une journée sur le terrain de 9h30 du matin jusqu'à 17h de l'après-midi.

- **2^{ème} semaine : Déplacement des 22 caméras (28/03, 29/03, 30/03) pour le 2^{ème} mois d'échantillonnage**

La deuxième semaine de travail a également nécessité 3 jours sur le terrain afin de procéder au retrait des caméras de leur premier emplacement pour aller les installer sur une nouvelle zone. Afin d'optimiser le temps sur le terrain et réduire les distances parcourues, le planning de la journée était systématiquement réalisé la veille sur base de la localisation des caméras à retirer et à replacer.

- **3^{ème} semaine : Déplacement des 22 caméras (25/04, 26/04, 27/04) pour le 3^{ème} mois d'échantillonnage**

Tout comme pour les deux premières semaines de terrain, 3 jours ont été nécessaires pour retirer les caméras de leur emplacement afin de les réinstaller à un autre.

- **4^{ème} semaine : Retrait final du dispositif des 22 caméras (31/05, 2/06) après 3 mois d'échantillonnage**

A la fin des 3 mois d'échantillonnage, les caméras ont été retirées définitivement du secteur 1 de l'UGCSH pour marquer la fin du recensement et de l'expérimentation. Le retrait des caméras sans réinstallation est très rapide et n'a par conséquent nécessité que 2 jours sur le terrain.

Tout au long de cette période, 66 caméra traps ont permis de recueillir des images sur la faune sauvage pour un total de 2094 jours d'efforts. La caméra nommée S1-29 détient le record du nombre de jours en activité, avec 39 jours d'efforts. La caméra S1-31 quant à elle n'a été en activité que sur une période de 27 jours.

La période d'étude, en parallèle avec les comptages aux phares, est choisie pour différentes raisons :

- La correspondance temporelle avec la période des comptages aux phares. Bien que la période d'échantillonnage des caméra traps soit plus longue, les 2 méthodes s'effectuent au cours du printemps. Lors de l'interprétation des résultats, le critère de la période de l'année et de la saison peut donc être négligé ;
- Le printemps correspond au réveil de la nature. Le rythme d'activité de la faune sauvage est plus élevé, les animaux sont en mouvement, à la recherche de nourriture qui devient à nouveau abondante. Cela entraîne par conséquent plus de passages devant les zones de caméras ;
- Le printemps correspond à la période de naissance pour de nombreuses espèces. Le recensement des individus juvéniles peut informer sur le taux de reproduction d'une espèce et ainsi évaluer sa vitalité ;
- Enfin, le recensement par caméra traps au printemps permet d'éviter la période de chasse, qui affecte considérablement le comportement des espèces et qui risque de provoquer des déclenchements non désirés à la suite du passage de chasseurs et de traqueurs. L'été est également peu propice à cause d'une végétation trop abondante qui risque d'obturer le champ de vision de la caméra.

3 Organisation spatiale

3.1 INA

Le secteur 1 de l'UGCSH est constitué de 11 parcours de recensement, pour une longueur totale de 256,87 kilomètres et une moyenne de 23,35 kilomètres par parcours. Le tableau ci-dessous reprend les différents parcours et leurs longueurs respectives :

Tableau 2 : Liste des 11 parcours INA et longueur de chaque parcours.

Parcours	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Longueur [km]	22,77	26,95	18,75	20,37	19,38	29,25	29,04	20,59	19,85	19,5	30,42

Le parcours K est le plus long avec 30,42 kilomètres, alors que le parcours C est le plus court avec 18,75 kilomètres. Généralement, les parcours trop longs (au-delà des 30 kilomètres) sont à éviter puisqu'ils ne permettent pas une concentration optimale du gibier. On estime qu'un parcours éclairé de 20 à 30 kilomètres de long doit couvrir 1 500 à 2 000 hectares (Licoppe et Malengreaux 2012).

Les 11 parcours INA du secteur 1 (voir Annexe 2) sont chacun englobés dans ce qu'on appelle un secteur INA, soit la superficie échantillonnée par un parcours INA. Considérer cette échelle permet d'analyser les observations des autres espèces, non géolocalisées sur la fiche de recensement, faites au sein de chaque secteur INA afin de se rendre compte de leur répartition spatiale au sein de l'UGCSH1. Des classements INA par secteur INA ont pu être établis et sont disponibles dans la partie IV. « Résultats ». Les 11 secteurs INA constituent donc une subdivision au secteur 1.

Enfin, le secteur 1 de l'UGCSH est également divisé en 5 sous-secteurs cynégétiques, permettant une gestion du cerf à une échelle plus réduite. Grâce à la localisation des observations à l'échelle du secteur 1, il a été possible de calculer le nombre de cerfs observés au sein des 5 sous-secteurs cynégétiques et ce lors des 4 dates de recensement de 2023.

Pour résumer, le secteur 1 de l'UGCSH, correspondant à la zone d'étude, peut être divisé en 11 secteurs INA ou en 5 sous-secteurs cynégétiques, en fonction des objectifs de gestion à poursuivre.

3.2 Caméra traps

3.2.1 Méthodologie de positionnement des caméra traps sur le terrain

Les pièges photographiques ont été installés sur des arbres à 50 centimètres de hauteur, en fonction de la topographie de la zone de détection, et de manière à ce que le champ de vision de la caméra soit parallèle à la surface du sol. L'installation des pièges photographiques à 50

centimètres du sol a été choisie afin de permettre un recensement multi-espèces dans la zone d'étude, de la petite faune à la plus grande.

Les caméras traps ont toutes été orientées vers le Nord afin d'éviter toute exposition directe face aux rayons du soleil. Les pièges photographiques ont été positionnés de telle sorte à ne pas fausser les résultats. Ils n'ont donc jamais été positionnés à proximité ou directement sur un sentier de passage animal, appelé coulée, afin de ne pas surestimer la population de la faune sauvage. Aucun appât n'a été employé dans le but d'attirer la faune sauvage, ceci à nouveau dans l'objectif de ne pas surestimer la population.

Lors de l'installation des caméras, il a été important de sélectionner des emplacements où le développement de la végétation était limité, pour éviter les déclenchements liés au mouvement de celle-ci par le vent.

Étant donné que la partie expérimentale a débuté fin février et s'est finie fin mai, la contrainte de la végétation était croissante au cours du temps. Si cela s'avérait nécessaire, de légères éclaircies ont été effectuées afin de libérer la zone de détection et assurer un champ de vision similaire à chaque caméra. Le suivi des caméras s'est fait tous les mois, lors du changement d'emplacement de celles-ci.

Dans certains cas, il est utile d'aller vérifier à mi-temps si les pièges photographiques sont toujours en état de marche (pile), qu'ils n'ont pas été volés ou encore que la carte SD n'est pas pleine. En fonction de la saison, un contrôle hebdomadaire peut s'avérer nécessaire pour contrôler l'état de la végétation et éclaircir, le cas échéant, la zone devant la caméra. Ces contrôles, envisagés dans le cas de notre étude, n'ont finalement pas été réalisés.

3.2.2 Maille d'échantillonnage

Le positionnement des caméras sur site se base sur une maille d'échantillonnage où le positionnement de celles-ci a été tiré de manière systématique. Un plan d'échantillonnage systématique consiste à caler une grille sur la zone d'étude dans le but de placer les unités d'échantillonnages, ici les caméra traps, à des distances égales et en couvrant l'entièreté de la zone (« L'échantillonnage pour l'étude de la biodiversité », s. d.). La maille d'échantillonnage théorique, visible en Annexe 4, correspond au placement théorique des pièges photographiques. La réalité du terrain peut cependant modifier cet emplacement de quelques mètres si les conditions ne sont pas idéales à la bonne détection de la faune. La superficie du secteur 1 de l'UGCSH couvre 12 000 hectares, pour un total de 66 points d'échantillonnage. Chaque point couvre donc une zone d'environ 182 hectares.

3.2.3 Cartographie des parcours + secteurs INA et emplacement réel des 66 caméra traps

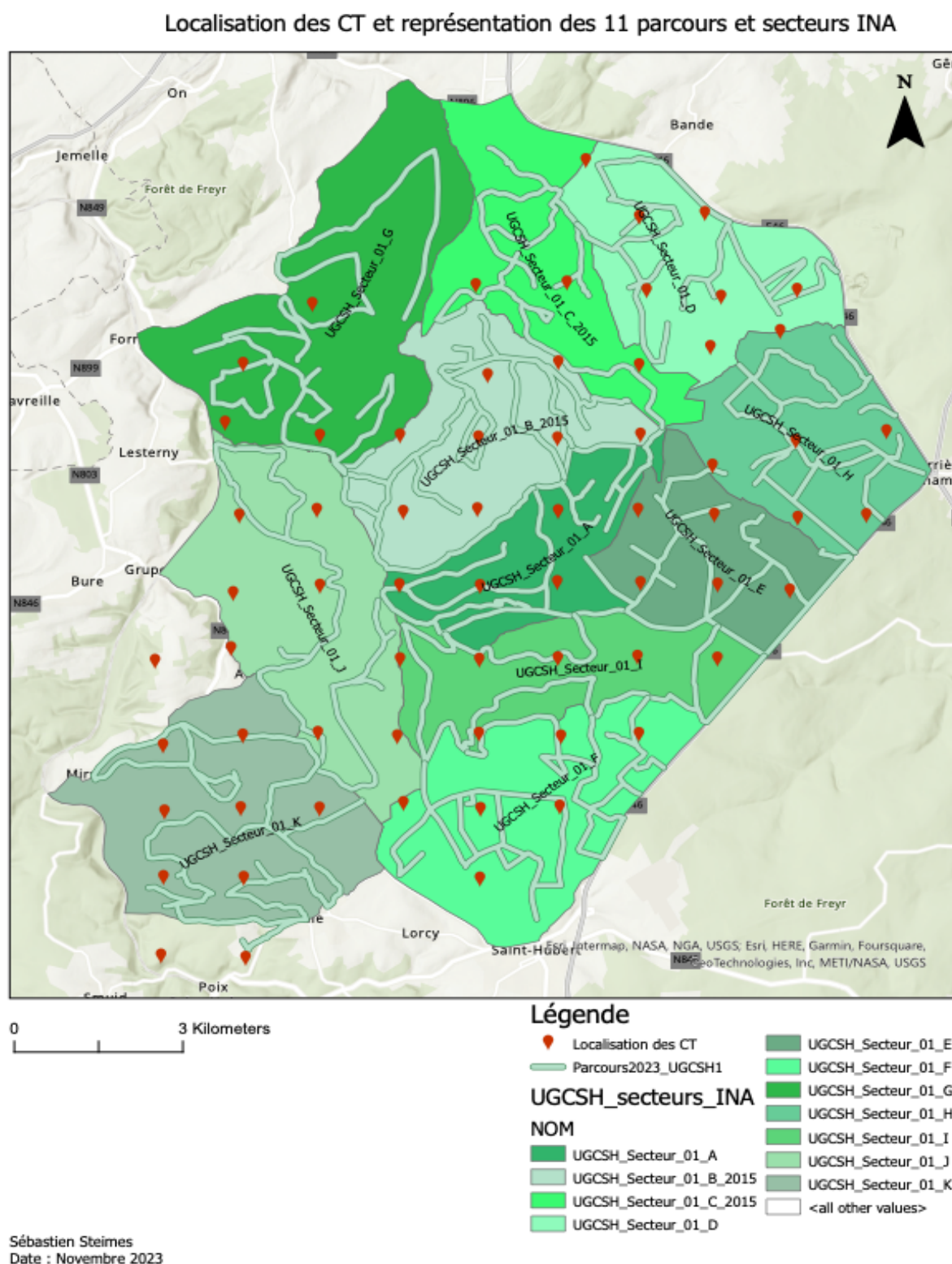


Figure 6 : Localisation des CT et représentation des 11 parcours et secteurs INA

3.2.4 Modèle des pièges photographiques utilisés

Les pièges photographiques employés lors des 3 mois d'échantillonnage sont de la marque *KeepGuard* et correspondent au modèle KG695. Dotées de 2 lentilles intégrées, la caméra est capable d'enregistrer des images photos ou vidéos jusqu'à une résolution de 30 Méga Pixels. L'avantage de cette caméra provient de ce double objectif, le premier étant utile pour les photos de jour, l'autre pour les photos de nuit. Le champ de vision de la caméra est différent en fonction de l'objectif de jour ou de nuit. Pour le premier, la lentille de la caméra a un champ de vision de 82°, pour le second il est réduit à 55°. Les caméras trappes ont été paramétrées afin de pouvoir prendre 5 photos en rafale avec un temps d'intervalle de 10 secondes entre chaque détection.

4 Encodage des données

4.1 INA

Le recensement nocturne est avant tout une méthode destinée à l'espèce Cerf afin d'estimer une densité au kilomètre. L'ensemble des observations liées au cerf fait donc l'objet d'un report sur la fiche de recensement avec la localisation la plus précise possible sur une carte IGN de l'endroit où les individus ont été observés. Il s'agit de la première étape d'encodage des données. Une fois la période de recensement terminée, les fiches sont rassemblées et la digitalisation des données, qui constitue la deuxième étape d'encodage des données, est réalisée. La digitalisation des données est une particularité du conseil cynégétique de Saint-Hubert et n'est pas une norme en Wallonie. La digitalisation des données s'est faite sur le logiciel de cartographie SIG (système d'information géographique) *Arcgis Pro*.

4.2 Caméra traps

Une fois les dernières caméras retirées de la nature et l'ensemble des images récoltées, les photographies sont traitées via le logiciel Agouti. Agouti est une plateforme en ligne qui permet la gestion de projets liés aux pièges photographiques (Casaer & al., 2019), depuis l'importation, l'annotation et l'analyse des images jusqu'à leur exportation. Cette plateforme permet une hiérarchisation des données ce qui rend le traitement des informations plus simple et intuitif. Les différents projets importés sont répartis en sites, eux-mêmes divisés en déploiements (géoréférencement d'un piège photographique pendant la durée d'utilisation). Les déploiements sont subdivisés en séquence d'images (Casaer & al., 2019). L'interface d'annotation des images est visible sur la figure 7 ci-dessous. La commande « ajouter observation » permet ensuite d'encoder le nom de l'espèce, son sexe et son stade de vie. La plateforme permet également d'encoder le comportement de l'espèce.



Figure 7 : Exemple d'image à annoter sur la plateforme Agouti (ici, un Grand-duc d'Europe enregistré par la caméra S1-43).

Agouti permet ensuite une exportation standardisée des données sous le format CTMS (camera trap metadata standard). Il en ressort 3 fichiers .csv :

- *Deployments* : fichier avec les informations des déploiements ;
- *Observations* : fichier avec l'ensemble des observations faites pendant la période d'étude ;
- *Media* : fichier avec les images issues des caméras.

Ces différents fichiers contiennent l'ensemble des informations nécessaires pour élaborer des indices d'abondance relative.

5 Traitement des données

5.1 INA

L'ensemble des données a été traité via les logiciels *Arcgis Pro* et *Microsoft Excel*. Le traitement a majoritairement consisté en la réalisation de cartes et tableaux synthétiques. L'ensemble des cartes présentes au sein de ce travail ont été réalisées à l'aide d'*Arcgis Pro*. Outre l'aspect cartographique, ce logiciel permet de gérer, de filtrer et d'analyser les données importées de manière optimale, permettant, selon les besoins, la création de tables et de diagrammes divers.

5.2 Caméra traps

Les données issues d'Agouti ont été traitées avec le langage de programmation R et à l'aide de l'environnement de développement *Rstudio*. Dans le but de ne garder que les données d'intérêt, un nettoyage des fichiers obtenus via Agouti a été réalisé. Ont été ainsi supprimées :

- Les observations vides ou d'espèces inconnues ;
- Les observations liées à des passages d'êtres humains ou d'animaux domestiques.

Les observations des différentes espèces ont ensuite été rassemblées par caméra, et seules les variables pertinentes pour notre étude ont été gardées, à savoir :

- La localisation et l'identité de la caméra ;
- Le nombre total d'individus par espèce par caméra ;
- La valeur du RAI, calculée par espèce et par caméra pour un effort de 100 jours.

Le secteur 1 de l'UGCSH est divisé, pour rappel, en 11 secteurs INA. Pour comparer la méthode INA avec la méthode de recensement par pièges photographiques, un réseau de 66 caméras a été installé au sein même du secteur 1. L'emplacement précis de ces 66 caméras, en parallèle avec les 11 parcours et secteurs INA, est visible à la figure au point III.3. 3.2.3 « Cartographie des parcours + secteurs INA et emplacement réel des 66 caméra traps ».

Via le logiciel *Arcgis Pro*, il a été possible de superposer les couches contenant la localisation précise des 66 caméra traps avec la couche représentant les 11 secteurs INA. Grâce à cette étape, une correspondance entre les 11 secteurs INA et les pièges photographiques a pu être établie. Cette correspondance est visible sur le tableau ci-dessous :

Tableau 3 : Correspondance entre les secteurs INA et les 66 pièges photographiques

Secteur INA	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
CT	S1-27	S1-35	S1-54	S1-65	S1-38	S1-16	S1-57	S1-56	S1-20	S1-33	S1-11
	S1-28	S1-36	S1-58	S1-63	S1-39	S1-17	S1-51	S1-48	S1-21	S1-34	S1-12
	S1-29	S1-44	S1-59	S1-64	S1-30	S1-08	S1-42	S1-49	S1-22	S1-25	S1-05
	S1-37	S1-45		S1-60	S1-31	S1-09	S1-43	S1-50	S1-23	S1-26	S1-06
		S1-46		S1-61	S1-32	S1-10		S1-40	S1-24	S1-13	S1-07
		S1-47		S1-62		S1-04		S1-41	S1-15	S1-14	S1-02
		S1-52		S1-55						S1-19	S1-03
		S1-53									S1-00
											S1-01
											S1-18

Afin d'établir des comparaisons avec les valeurs des INA, les caméra traps appartenant au même secteur INA ont été rassemblées. Pour rappel, les indices d'abondance relative (RAI) ont été calculés en divisant le nombre total d'individus de chaque espèce observés sur une caméra par l'effort d'échantillonnage (exprimé en nombre de jours d'activité) propre à chaque caméra. Pour chaque secteur INA, une moyenne des RAI par espèce a donc été réalisée, et la valeur obtenue a été ensuite multipliée par 100 dans le but d'obtenir un RAI pour 100 jours d'efforts. Des classements d'abondance par secteur INA ont été ensuite réalisés en fonction des valeurs de RAI.

5.3 INA et Caméra traps

5.3.1 Indices de diversité

Pour comparer les méthodes de recensement, 4 indices de diversité ont été calculés sur base des résultats d'inventaire.

- **L'indice de Shannon-Weaver** permet d'estimer et de mesurer la diversité spécifique d'un territoire étudié, correspondant dans notre cas d'étude au secteur 1 de l'UGCSH. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus il correspond à un milieu diversifié, composé d'un grand nombre d'espèces avec une faible représentativité. Au contraire, plus il est proche de 0, plus l'indice reflète un milieu dominé par une ou peu d'espèces présentes en grande quantité. (Boudraa, Bouslama, et Houhamdi 2014). L'indice de diversité spécifique, noté H' , est calculé via la formule suivante (Bruhier, Moyne, et Brun 1998) :

$$H_i = - \sum_{j=1}^{n_i} \left[\frac{R_{ij}}{\sum_{j=1}^{n_i} R_{ij}} \times \log_2 \left(\frac{R_{ij}}{\sum_{j=1}^{n_i} R_{ij}} \right) \right]$$

où :

- **n_i** = nombre d'espèces présentes au sein du relevé
- **R_{ij}** = recouvrement relatif des différentes espèces j au sein du relevé i .
- **L'indice d'équitabilité** noté E et qui découle de l'indice de Shannon-Weaver traduit l'équilibre au sein d'un territoire étudié. Plus la valeur tend vers 0, plus l'indice exprime la dominance d'une espèce. Une codominance de plusieurs espèces est exprimée par un indice tendant vers 1 (Bohoussou et al. 2022). Un maximum de 1 est obtenu lors d'une équi-répartition parfaite des différents taxons.

$E = H_i/H_{max}$ où $H_{max} = \log_2(S)$
S = nombre d'espèces observées

- **L'indice de Simpson** mesure la probabilité pour que 2 individus tirés au hasard appartiennent à deux espèces différentes. Si l'indice obtenu tend vers zéro, cela signifie que la probabilité de rencontrer deux individus appartenant à deux espèces différentes au sein du territoire est faible. A l'inverse, si l'indice tend vers 1, cette probabilité est élevée. (Bakondongama et al., s. d.). La formule pour calculer l'indice de Simpson est la suivante (Bohoussou et al. 2022) :

$D = 1 - \sum [n_i(n_i - 1)] / [N(N - 1)]$
--

Où n_i = le nombre d'individus de l'espèce i et N = nombre total d'individus.

- **La richesse spécifique**, permettant de comparer les compositions en espèces entre les 2 méthodes, est représentée dans un diagramme de Venn.

5.3.2 Régression linéaire

Via le logiciel *Rstudio*, 11 régressions linéaires ont été réalisées pour comparer les résultats des INA et des RAI au sein des 11 secteurs INA. La régression linéaire simple est une méthode statistique permettant de modéliser la relation linéaire entre une variable explicative et une variable à expliquer (Cornillon et Matzner-Løber 2006). L'objectif de ces différentes régressions linéaires simples est de chercher à expliquer les variations de la variable quantitative par la variable explicative et quantitative (Lafaye de Micheaux, Drouilhet, et Liquet 2014). Dans notre cas d'étude, les valeurs des INA ont été définies comme étant les variables indépendantes (ou variables explicatives) et les valeurs des RAI comme les variables dépendantes (ou variables à expliquer). La réalisation de régressions linéaires dans *Rstudio* engendre des données statistiques qui permettent soit de valider la qualité du modèle, soit de le considérer comme non significatif.

Les régressions linéaires ont été réalisées pour les 5 espèces principales (« *Cervus elaphus* », « *Capreolus capreolus* », « *Sus scrofa* », « *Vulpes vulpes* » et « *Lepus europaeus* ») par secteur INA. Ces graphes de régressions linéaires ont été réalisés à l'aide de *Rstudio*.

5.4 Liste du matériel

5.4.1 INA

Le recensement nocturne via les INA nécessite le déploiement d'un matériel spécifique. Par voiture, il faut se munir :

- 1) De 2 phares halogènes ou Led longue portée (phares Light Force) en parfait état de fonctionnement ;
- 2) D'ampoules de remplacement en cas d'utilisation d'halogènes ;
- 3) De pinces crocodiles et d'un dérivateur en cas d'utilisation d'halogènes ;
- 4) De 2 paires de jumelles (en théorie) ;
- 5) D'une fiche de relevé et de quoi écrire.

Le système utilisé par le DNF sur les territoires de Saint-Hubert est un boîtier (dérivateur) muni d'un fusible et contenant deux prises allume-cigares. De ce boîtier sort un câble contenant deux pinces crocodiles, directement connectables à la batterie du véhicule. Ce système est conçu pour éviter la surchauffe et la fonte de l'allume-cigare de la voiture lors de l'utilisation des phares halogènes qui sont trop puissants et consommateurs en énergie.

Ce matériel correspond à l'équipement qu'on retrouve pour une voiture 4x4. Il est important de rappeler que 11 véhicules 4x4 sont mis en service chaque soir de recensement.

5.4.2 Caméra traps

Le recensement de la faune sauvage par piège photographique nécessite le déploiement de différents types de matériel. Celui-ci va dépendre directement de l'expérimentation, c'est-à-dire la durée d'échantillonnage, du type de recensement effectué, du nombre de zones à recenser et par conséquent du nombre de caméras à employer. Le matériel nécessaire peut également varier en fonction du dispositif de sécurité que l'on souhaite mettre en place afin d'éviter tout sabotage ou vol des caméras. Dans le cadre de notre étude, voici la liste du matériel utilisé :

- Caméra trap : Keepguard KG695 ;
- Boîtier de sécurité ;
- Pile AA au lithium ;
- Carte SD ;
- Chaîne métallique ;
- Cadenas.

Le matériel déployé lors d'un recensement par pièges photographiques ne concerne par conséquent pas uniquement le boîtier de la caméra. En effet, des piles sont nécessaires pour la faire fonctionner. Afin d'être en mesure de capturer des images photos ou vidéos, elles doivent contenir des cartes SD d'une certaine capacité de stockage. Dans le cas de notre étude, un boîtier de protection, fermé à l'aide d'un cadenas, a été installé afin de sécuriser les caméras contre le vol ou le sabotage. Enfin, des chaînes métalliques ont été utilisées dans le but de pouvoir accrocher solidement la caméra autour d'un arbre. Ceci est un choix personnel destiné à renforcer au mieux le dispositif de sécurité contre le vol du matériel engagé. Il faut savoir qu'une sangle d'attache est fournie avec la caméra lors de l'achat de celle-ci et qu'il n'est donc pas obligatoire d'utiliser une chaîne métallique.

Cette liste concerne le matériel directement lié aux pièges photographiques, à leur bon fonctionnement ainsi qu'à leur sécurisation.

Cependant, d'autres outils sont nécessaires pour réaliser le recensement dans de bonnes conditions et permettre de rentabiliser le temps passé sur le terrain :

- GPSMAP GARMIN ;
- Perceuse-visseuse ;
- Mètre ruban ;
- Assemblage de vis et de boulons.

5.4.3 Véhicule utilisé

Que ce soit pour le recensement nocturne ou pour la mise en place du réseau de pièges photographiques, les véhicules utilisés sont de type pick-up 4x4, principalement de la marque Amarok, Izuzu et Duster. Ces véhicules, fournis soit par le Service Public de Wallonie, soit appartenant directement au chasseur ou au forestier (uniquement dans le cadre des recensements nocturnes), sont par conséquent à disposition des agents. Cependant, il est compliqué de quantifier avec précision le coût réel de l'utilisation d'un véhicule de ce type, en prenant en compte le coût d'achat du véhicule, les différentes assurances et entretiens réguliers. L'analyse prendra donc comme base de calcul le prix de location moyen d'un véhicule de type pick-up 4x4 similaire à ceux utilisés lors des recensements nocturnes.

IV. Résultats

1 Analyse des résultats liés à la méthode INA

1.1 Objectifs

Les différents objectifs de cette partie sont :

- D'évaluer la tendance des INA 2023 par rapport aux résultats des années précédentes ;
- D'analyser de manière approfondie les résultats des INA 2023 pour l'espèce Cerf ;
- De calculer des indices kilométriques au sein des 11 secteurs INA pour les 5 espèces principales ;
- De calculer des indices de diversité pour évaluer la richesse du milieu.

1.2 INA 2023 au sein du secteur 1

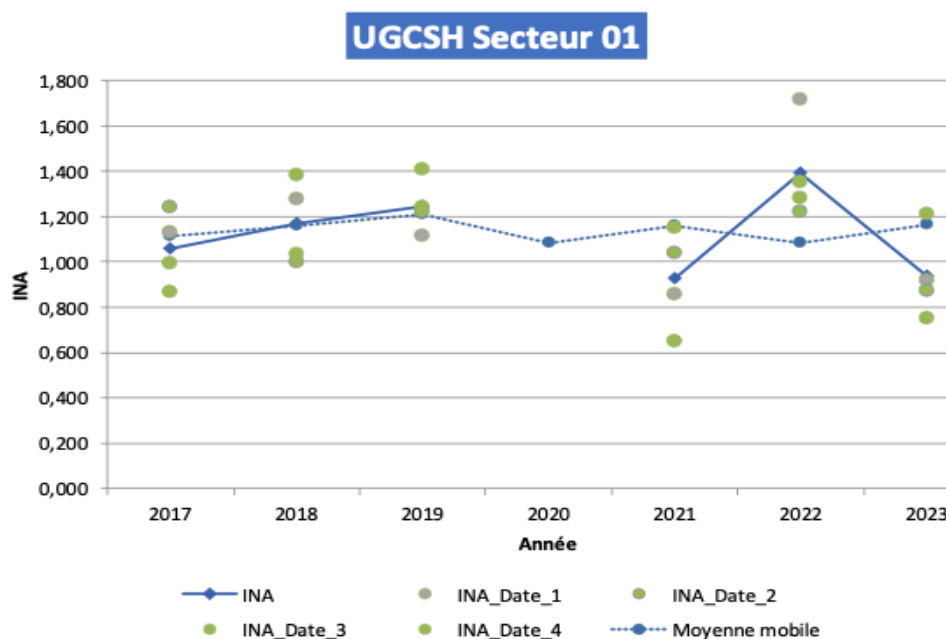


Figure 8 : Évolution de l'Indice Nocturne d'Abondance depuis 2017 au sein du secteur 1 de l'UGCSH (SPW, 2023)

Les résultats des INA de l'année 2023 au sein du secteur 1 de l'UGCSH sont présentés à la figure ci-dessous :

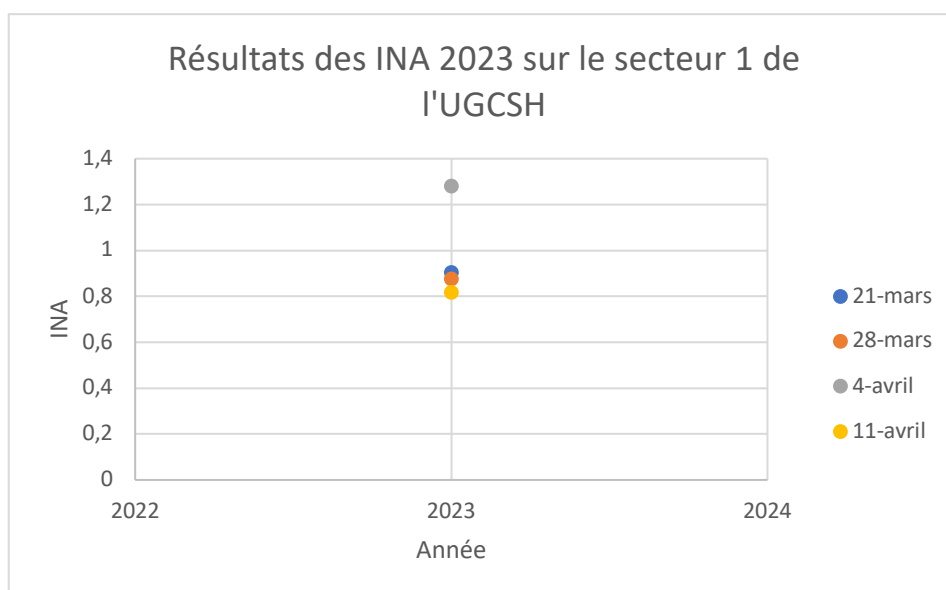


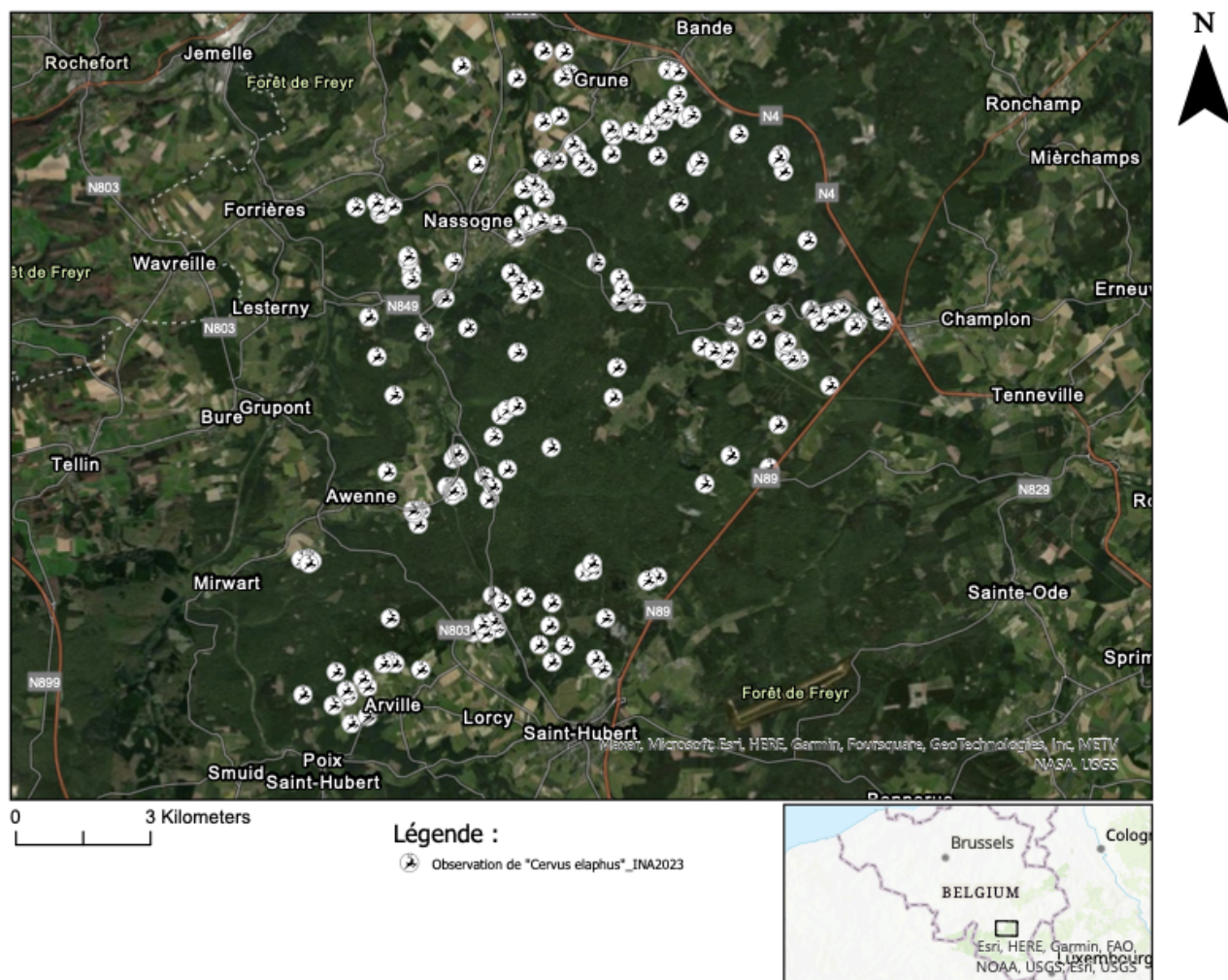
Figure 9 : Résultats des INA en 2023

Les valeurs des INA ont été obtenues en divisant le nombre de cerfs observés sur chaque parcours par la longueur du parcours. Une moyenne des 11 valeurs a ensuite été établie pour déterminer la valeur finale de l'INA par date de recensement. Pour ces différentes dates, voici les résultats :

- **21 mars 2023** : INA de 0,903
- **28 mars 2023** : INA de 0,876
- **4 avril 2023** : INA de 1,281
- **11 avril 2023** : INA de 0,817

Les INA obtenus expriment donc le nombre de cerfs recensés par kilomètre parcouru au cours d'une date de recensement au sein du secteur 1 de l'UGCSH. Le soir du 4 avril est caractérisé par un plus grand nombre d'observations, tandis que le recensement du 11 avril a été le moins fructueux. Bien que l'évolution de la tendance et la comparaison des résultats des INA obtenus chaque année ne font pas l'objet de ce mémoire, il est tout de même intéressant d'observer la tendance par rapport aux autres années pour situer les résultats obtenus en 2023. On note depuis 2017 un recensement relativement stable sans grande variabilité. Les résultats obtenus lors des INA en 2022 représentent les indices les plus élevés depuis 6 ans, avec plus d'un cerf observé par kilomètre parcouru pour les 4 soirs de recensement. En 2020, suite à la pandémie de Covid19, les recensements nocturnes n'ont pas pu être réalisés, c'est pourquoi aucun indice n'a pu être fourni cette année-là. A noter également que chaque parcours a fait l'objet de 4 répétitions, ce qui permet une comparaison objective entre les résultats obtenus aux différentes dates par unité de gestion. En conclusion, les résultats des INA en 2023 sont en baisse par rapport à ceux engendrés en 2022 mais ils restent tout de même dans les mêmes ordres de grandeur généralement observés .

La carte suivante est le résultat de la digitalisation des observations et indique l'ensemble des points où des cerfs ou groupes de cerfs ont pu être observés au sein du secteur 1 de l'UGCSH.



Auteur : Sébastien Steimes
Date : Aout 2023

Figure 10 : Localisation des observations du cerf élaphe pendant les recensements nocturnes de 2023 au sein du secteur 1 de l'UGCSH

- **Le premier constat** que l'on peut tirer de la figure 10 est l'hétérogénéité spatiale des observations de Cerf. En effet, même si certaines zones semblent avoir été plus propices à leur recensement, la localisation est relativement hétérogène au sein du secteur 1. L'hétérogénéité spatiale des observations peut s'expliquer par la distribution spatiale des parcours de recensement, elle-même dépendante de différents facteurs, tels que :
- La distribution des chemins praticables ;
 - La distribution des ressources alimentaires ;
 - La détectabilité, variable d'un habitat à un autre.

- **Un deuxième constat** concerne le milieu dans lequel les individus ou groupes d'individus ont été observés. En analysant attentivement la figure 10, on remarque que la majorité des observations ont lieu dans les milieux ouverts ou en lisière de forêts. Cela vient confirmer les aspects plus théoriques repris au point I.1.4.2 : « *Habitats pendant la nuit* ». Espèces aux mœurs principalement nocturnes, les cerfs ont tendance à se déplacer vers leurs zones d'alimentation à la tombée de la nuit, c'est-à-dire là où la végétation herbacée et arbustive est plus abondante (prairies, clairières, cultures, gagnages). On remarque également un certain nombre d'observations proches des routes et des chemins forestiers. Les lisières des chemins forestiers sont des zones propices à l'alimentation des cervidés et ces zones peuvent donc être idéales pour leurs observations.

Bien que la majorité des observations aient été réalisées au niveau des milieux ouverts, il est important de noter que certaines d'entre elles ont également été faites au sein des peuplements forestiers et donc dans des milieux relativement fermés. Ces cas de figure peuvent être expliqués par des observations précoces en soirée, ne laissant pas le temps aux animaux de rejoindre leur gagnage, ou simplement par le comportement des individus qui ne se déplacent pas vers les plaines agricoles.

Dans le but de se faire une idée de la taille des hardes de cervidés, il est intéressant d'analyser la figure 11 présentée à la page suivante. Celle-ci, sous forme de diagramme circulaire, permet de déterminer le nombre d'individus recensés à chaque observation indépendante, mais également de déterminer le groupe auquel les individus appartiennent : boisés (B), non-boisés (NB), daguets (D) ou indéterminés (IND). Comme pour la localisation des observations à la figure 10 présentée ci-dessus, certains constats peuvent être établis.

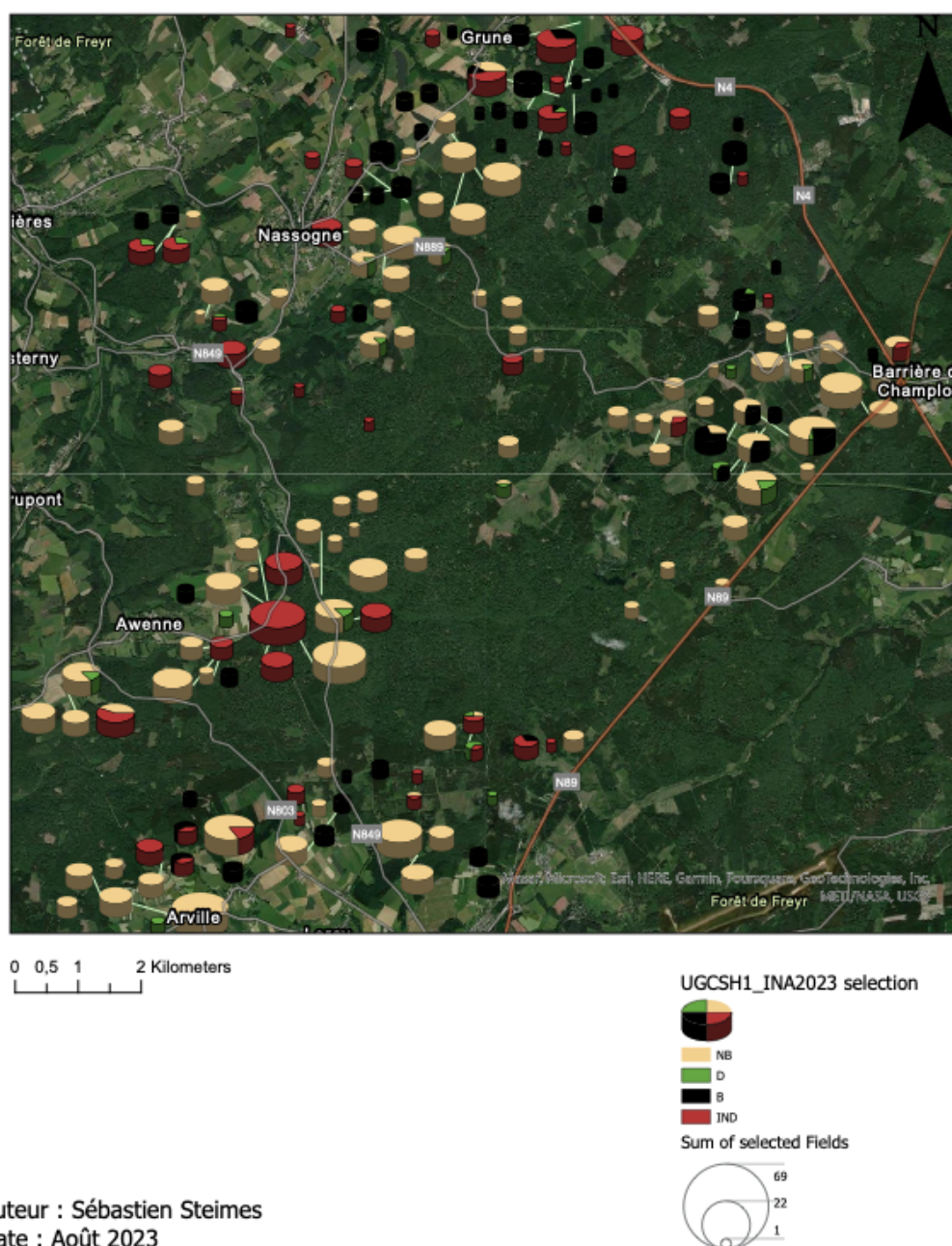


Figure 11 : Répartition spatiale en fonction des classes d'animaux recensés au sein du secteur 1 de l'UGCSH

- Premièrement, on observe de manière relativement globale une ségrégation sexuelle au sein de l'espèce Cerf à cette période de l'année. En effet, dans les alentours du village de Grunne (au Nord de la carte), on retrouve un grand nombre d'observations de boisés dont la taille des clans est variable (d'un individu esseulé jusqu'à une dizaine de mâles). D'autres recensements d'individus boisés sont également à signaler du côté de Saint-Hubert, Arville et à l'ouest de Nassogne. Il est intéressant de noter que du côté de Tenneville, à l'ouest de la Barrière de Champlon, certains individus boisés ont

été observés avec des individus non-boisés. Il s'agit probablement de jeunes cerfs mâles appartenant à une harde matriarcale et dont la dispersion n'a pas encore eu lieu. Enfin, on remarque une grande hétérogénéité dans la taille des hardes de cervidés. Bien que des tendances semblent se dessiner pour les clans (individus mâles), où le nombre d'individus par observation ne dépasse pas les 10 mâles, la taille des hardes des non-boisés semble plus variable. On observe tout de même, de manière globale, que les hardes des non-boisés sont constituées d'un plus grand nombre d'individus en moyenne.

- Une deuxième constatation réside dans le plus grand nombre d'individus non-boisés recensés par rapport aux autres catégories de classes d'animaux. Une population équilibrée est généralement composée d'un individu boisé pour deux non-boisés. Les non-boisés sont rassemblés en harde de plus de 20 individus par endroit et sont principalement recensés dans des milieux ouverts, c'est-à-dire dans leurs zones d'alimentation.
- Troisièmement, le nombre d'individus classés dans la catégorie « indéterminé » est relativement élevé. Dans les environs d'Awenne, de Nassogne et de Grune, beaucoup d'observations n'ont pas pu aboutir à une identification complète des individus. Comme il a déjà été expliqué dans ce mémoire, la détectabilité est influencée par différents facteurs, comme de mauvaises conditions météorologiques, une distance trop éloignée par rapport aux animaux, et cela a par conséquent un impact sur la détermination de l'espèce et sa non-classification dans un groupe précis.

Les différents constats établis sur base des figures 10 et 11 nous permettent de confirmer les « aspects » plus théoriques sur la vie sociale des cervidés et sur leur habitat préférentiel durant la nuit :

- Ségrégation sexuelle marquée à cette période de l'année ;
- Rassemblements en groupe avec des variabilités au niveau du nombre d'individus ;
- Utilisation préférentielle des milieux ouverts durant la nuit, correspondant à leurs zones d'alimentation ;

Au total, les 11 parcours répétés 4 fois ont permis de recenser 1 010 individus de l'espèce Cerf. Sur ces 1 010 individus, 600 sont des non-boisés, 33 des daguets, 172 des boisés et 205 animaux n'ont pas pu être catégorisés, soit 20% d'indéterminés au total.

Ces résultats obtenus sont visibles sur la figure 12 ci-dessous.

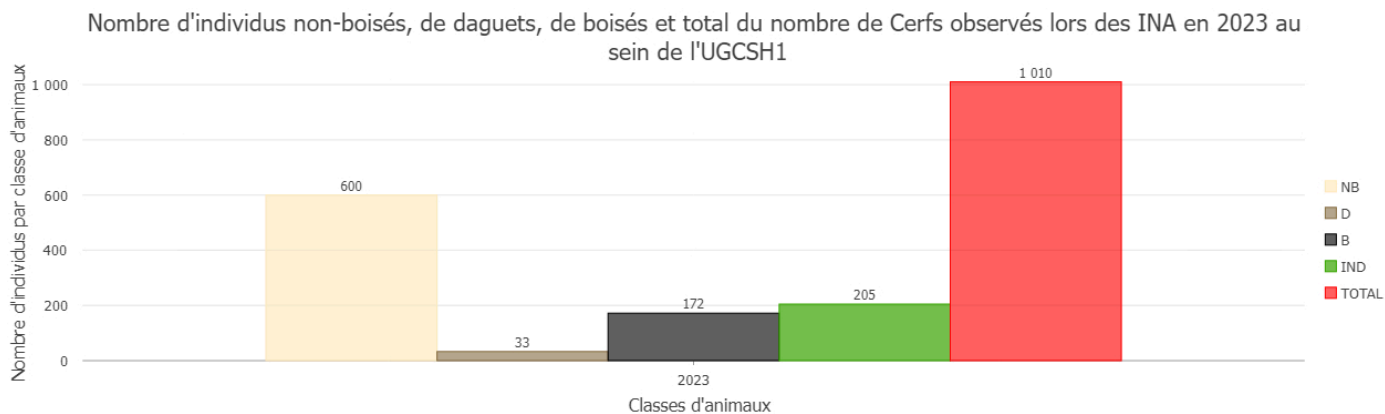


Figure 12 : Répartition du nombre d'individus de l'espèce Cerf en fonction de sa classe d'appartenance

1.3 Sous-secteurs cynégétiques

On observe que les 2 sous-secteurs à l'ouest ne comptent pas beaucoup de relevés de cerfs, contrairement aux 3 autres. Cela peut notamment s'expliquer par une différence marquée au niveau de la distance totale des parcours au sein de chaque sous-secteur. Les 2 sous-secteurs à l'ouest ne sont parcourus que sur 18,9 et 24,5 kilomètres, tandis que les 3 autres ont plus de 60 kilomètres de parcours.

Le type de paysage, qu'il soit forestier (milieu fermé) ou composé de prairies et de champs, peut également impacter la visibilité et la présence des espèces, ce qui impacte donc le recensement.

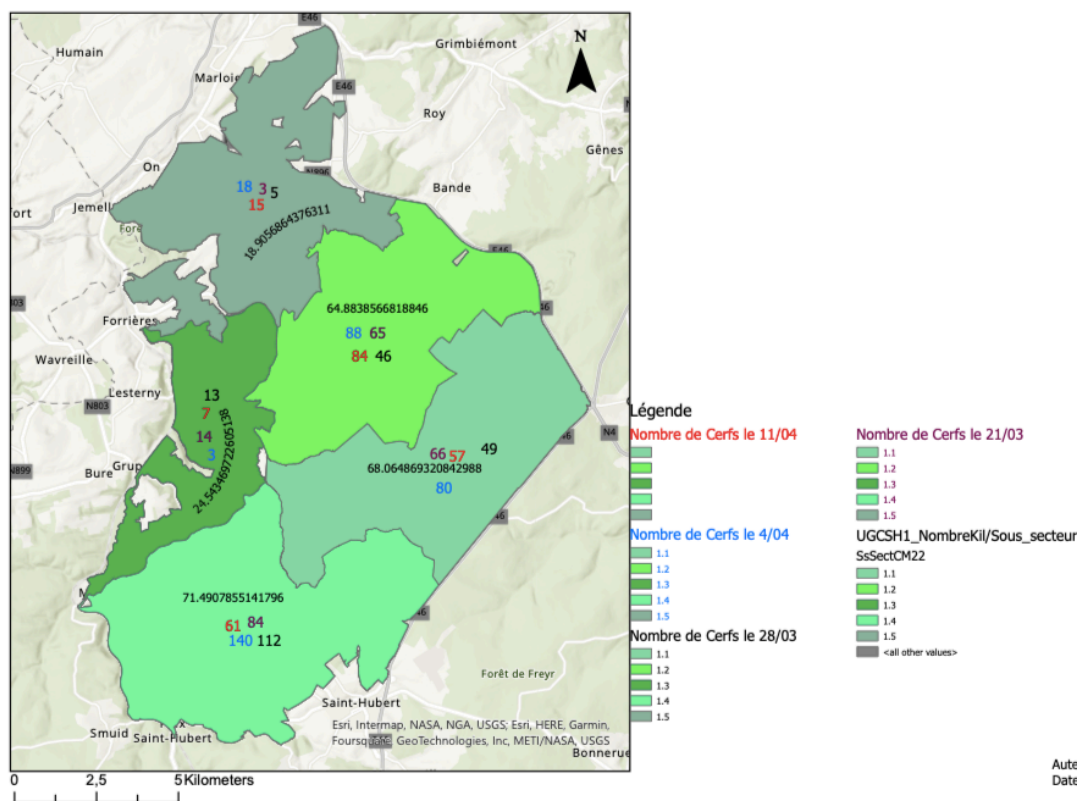


Figure 13 : Nombre de cerfs observés par date de recensement au sein de chaque sous-secteur cynégétique

1.4 INA au sein des 11 secteurs de parcours

Les 5 espèces les plus recensées lors des INA 2023 sont le Cerf élaphe, le Chevreuil, le Sanglier, le Lièvre et enfin le Renard. Grâce aux données telles que le nombre d'individus de chacune de ces 5 espèces recensées au sein de chaque secteur INA et le nombre de kilomètres de parcours par secteur INA, des indices kilométriques par espèce ont pu être calculés. Les 2 tableaux ci-dessous nous montrent la synthèse des INA par espèce et par secteur INA d'une part et le classement correspondant du plus abondant (1) au moins abondant (11) d'autre part.

Tableau 4 : Valeurs des INA pour les 5 espèces principales pour chacun des 11 secteurs INA

Secteur INA	"Cervus elaphus"	"Capreolus capreolus"	"Sus scrofa"	"Vulpes vulpes"	"Lepus europeus"
A	0,264	0,417	0,209	0,022	0
B	0,816	0,529	0,176	0,074	0,065
C	1,107	0,827	0	0,08	0,653
D	1,08	0,454	0,405	0	0,38
E	0,439	0,348	0,284	0,039	0,013
F	0,906	0,256	0,419	0,017	0,308
G	0,534	0,792	0,121	0,086	0,344
H	1,918	0,959	0,801	0,121	0,328
I	0,567	0,529	0,353	0,025	0
J	1,897	0,308	0,808	0,154	0,167
K	1,314	0,485	0,435	0,058	0,361

Tableau 5 : Classement des secteurs INA du plus abondant (1) au moins abondant (11)

Secteur INA	"Cervus elaphus"	"Capreolus capreolus"	"Sus scrofa"	"Vulpes vulpes"	"Lepus europeus"
A	11	8	8	9	11
B	7	5	9	5	8
C	4	2	11	4	1
D	5	7	5	11	2
E	10	9	7	7	9
F	6	11	4	10	6
G	9	3	10	3	4
H	1	1	2	2	5
I	8	4	6	8	10
J	2	10	1	1	7
K	3	6	3	6	3

Ainsi, le secteur H a été le plus riche en observations de cerfs et de chevreuils, et également 2ème en observations de sangliers. Les secteurs J et K complètent le podium pour le Cerf. Au contraire, le secteur A possède l'INA le plus faible pour le Cerf et est en bout de liste pour le Chevreuil et le Sanglier. De manière générale, les valeurs des INA obtenues pour le Cerf sont, pour la grande majorité des secteurs INA, plus élevées que pour les autres espèces. Ces résultats nous permettent d'affirmer que cette méthode leur est plus adaptée, par rapport au sanglier notamment.

Ces différents résultats permettent par conséquent de voir dans quels secteurs INA les différentes espèces sont présentes en majorité et minorité.

Les résultats ont pu être influencés par le type d'occupation du sol relatif à chaque parcours (forestier, urbain, milieu agricole, autres). Le pourcentage du type d'occupation du sol en fonction du secteur INA a par conséquent fait l'objet d'un tableau, présenté ci-dessous :

Tableau 6 : Pourcentage d'occupation du sol au sein des 11 secteurs INA

Secteur INA / Occupation du sol	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Artificial, non-agricultural vegetated areas	+/- 0%	+/- 0%	/	/	/	/	/	/	1%	3%	/
Forests	97%	86%	54%	82%	72%	72%	35%	88%	99%	71%	81%
Scrub and/or herbaceous vegetation associations	3%	/	/	+/- 0%	27%	8%	2%	11%	/	/	/
Heterogeneous agricultural areas	/	8%	21%	16%	/	5%	32%	/	/	22%	11%
Pastures	/	3%	7%	+/- 0%	1%	11%	16%	0%	/	1%	5%
Urban fabric	/	3%	3%	2%	/	1%	12%	+/- 1%	/	2%	3%
Arable land	/	/	16%	/	/	3%	4%	/	/	/	/

1.5 INA exprimé par groupe de cerfs au kilomètre

L'indice nocturne d'abondance, principalement exprimé par le nombre de cerfs observés au kilomètre, peut également être calculé en terme de groupe (harde) de cerfs au kilomètre. Un groupe, une harde de cerfs peut être défini par la présence de plusieurs individus marchant ensemble et dans la même direction (Garel et al., 2010). Le tableau ci-dessous présente les valeurs des INA pour les 11 secteurs, en terme de groupe de cerfs par kilomètre.

Tableau 7: INA en exprimé en termes de groupe de cerfs/kilomètres

Secteur INA	Distance de parcours (km)	Nombre de groupe de cerfs	Nombre d'individus totaux	INA = groupe de cerfs/km
A	22,77	8	22	0,35
B	26,95	22	98	0,816
C	18,75	17	75	0,906
D	20,37	22	102	1,08
E	19,38	7	28	0,36
F	29,25	23	106	0,786
G	29,04	15	62	0,516
H	20,59	28	162	1,36
I	19,85	5	45	0,25
J	19,5	19	150	0,97
K	30,42	18	160	0,59

Tableau 8 : Classement des secteurs INA sur base des groupes de cerfs/kilomètres

Secteur INA	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Classement	10	5	4	2	9	6	8	1	11	3	7

Le secteur H, caractérisé par le plus grand nombre d'observations de cerfs, domine également le classement des INA exprimés par le nombre de groupes de cerfs au kilomètre. Cette première place du classement se fait indépendamment de la longueur du parcours puisqu'il n'est « que » de 20,59 kilomètres. Les secteurs D et J complètent le podium d'un point de vue des INA, bien qu'ils ne soient pas les plus riches en termes du nombre d'individus totaux et de groupe de cerfs.

La figure 14 est le résultat de la régression linéaire entre 2 variables étudiées dans ce chapitre, à savoir les valeurs des INA 2023 pour l'espèce Cerf, exprimées en nombre d'individus par kilomètre et en nombre de groupes par kilomètre. La droite de régression et son équation indiquent une corrélation globalement positive entre les deux variables. Lorsque le nombre de groupes au kilomètre est élevé au sein d'un secteur, le nombre d'individus au kilomètre a tendance à être élevé également.

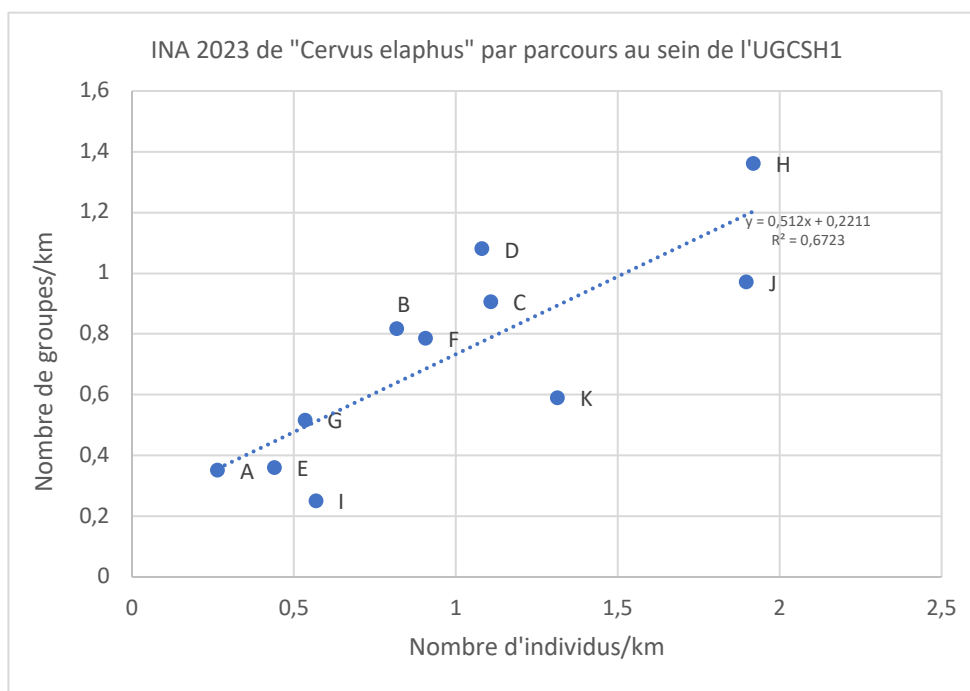


Figure 14 : Régression linéaire du nombre de groupes/km sur le nombre d'individus/km

1.6 Autres espèces observées

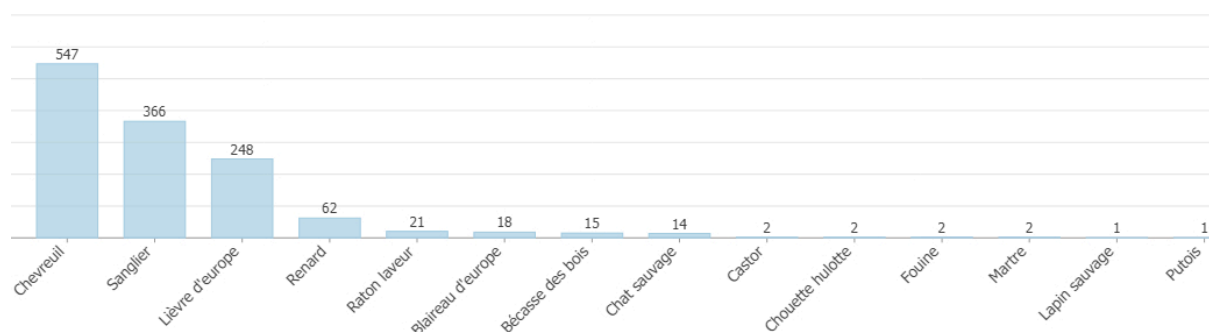


Figure 15 : Représentation du nombre d'individus de chaque espèce observée lors des INA en 2023 sur le secteur 1 de l'UGCSH

Les recensements nocturnes sont de bonnes occasions de recenser toutes les espèces animales observées au sein des différents parcours. Le schéma présenté ci-dessus reprend le nombre total d'individus rencontrés pour chaque espèce.

Les deux espèces les plus recensées après le Cerf (1010 individus) sont le Chevreuil (547 individus) et le Sanglier (366 individus). Ces résultats nous montrent que cette méthode de recensement est bien adaptée à l'espèce Cerf.

Les INA représentent une occasion de recenser d'autres espèces (renard, blaireau, etc.), notamment des espèces classées comme exotiques envahissantes ou espèces « Natura2000 ».

Les espèces « Natura2000 » sont concernées par la directive « Habitats » en Wallonie et font par conséquent l'objet d'une protection sur le territoire. Outre les chauves-souris, on retrouve plusieurs autres mammifères classés en « Natura2000 » :

- Le Chat sauvage ;
- Le Lynx ;
- La Martre ;
- Le Putois ;
- Le Castor européen ;
- Le Muscardin ;
- Le Hamster européen ;
- La Loutre d'Europe.

Lors des INA 2023 au sein du secteur 1 de l'UGCSH, plusieurs espèces Natura2000 ont pu être recensées. Parmi celles-ci on retrouve des observations de Chat sauvage, de Castor européen, de Martre et de Putois.

On note également au sein du secteur 1 de multiples observations de rats laveurs, espèce appartenant à la catégorie EEE (espèce exotique envahissante).

1.7 Indices de diversité spécifique

Dans le but d'évaluer la diversité biologique du milieu, deux indices de diversité spécifique ont été calculés :

- 1) L'indice de Shannon-Weaver
- 2) L'indice de Simpson

Dans notre cas d'étude, l'indice de Shannon-Weaver a été calculé pour le secteur 1 de l'UGCSH mais également au sein des 11 secteurs INA. L'indice de Shannon-Weaver obtenu pour le secteur 1 est de 2.173 avec un indice d'équitabilité de 0.556.

Les résultats pour les 11 secteurs INA du secteur 1 sont présentés sur le graphe ci-dessous :

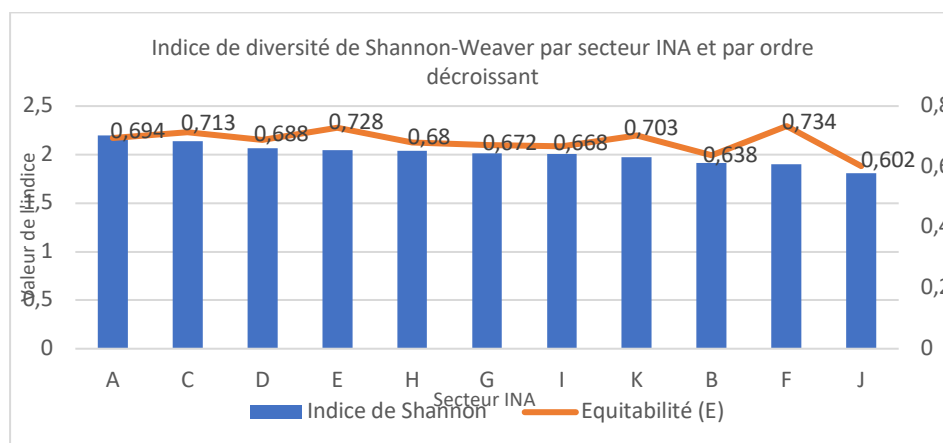


Figure 16 : Indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité propre aux secteurs INA

Le secteur A est le secteur possédant l'indice le plus élevé, alors que le secteur J possède le plus faible. Au niveau de l'équitabilité au sein des secteurs INA, le secteur F domine le classement, ce qui traduit un meilleur équilibre des abondances des espèces au sein du secteur.

Pour le secteur 1 de l'UGCSH, l'indice de diversité de Simpson a une valeur de 0.716. Cette valeur nous indique qu'il y a 72% de chances que deux individus « capturés » au hasard sur le territoire soient d'espèces différentes. Les indices de Simpson ont également été calculés pour chaque secteur INA, et les résultats sont les suivants. La probabilité de rencontrer 2 individus d'espèces différentes est la plus élevée pour le secteur A, et elle est la plus faible pour le secteur J (voir figure 17).

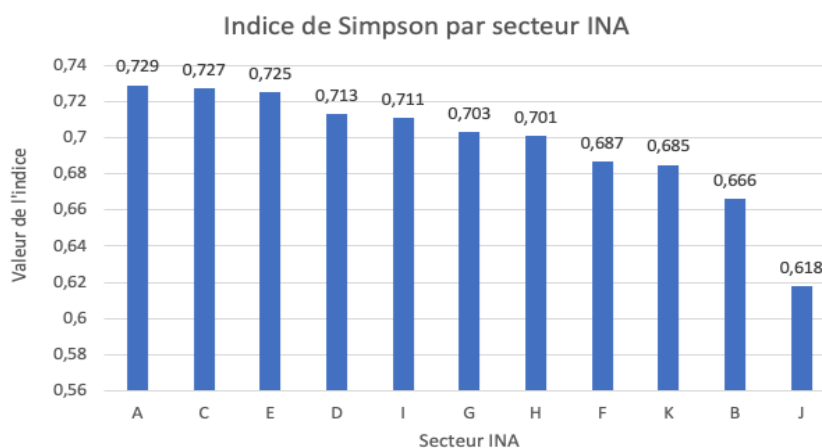


Figure 17 : Indice de Simpson propre aux secteurs INA

2 Analyse des résultats liés à la méthode par pièges photographiques

2.1 Objectifs

Les objectifs de cette partie sont :

- D'analyser les résultats globaux liés aux caméra traps ;
- D'établir des valeurs de RAI par secteur INA ;
- D'établir un classement des secteurs les plus abondants ;
- De calculer les indices de diversité.

2.2 Résultats globaux

Les pièges photographiques répartis à 66 endroits différents au sein de l'UGCSH1 ont fait l'objet de 3669 déclenchements. Les 3669 déclenchements comprennent également un certain nombre de faux positifs, de déclenchements liés à la configuration et la prise en charge de la caméra, de passage d'humain ou d'animaux domestiques quelconques. Au final, 1959 déclenchements ont capturé des instants de vie purement sauvages.

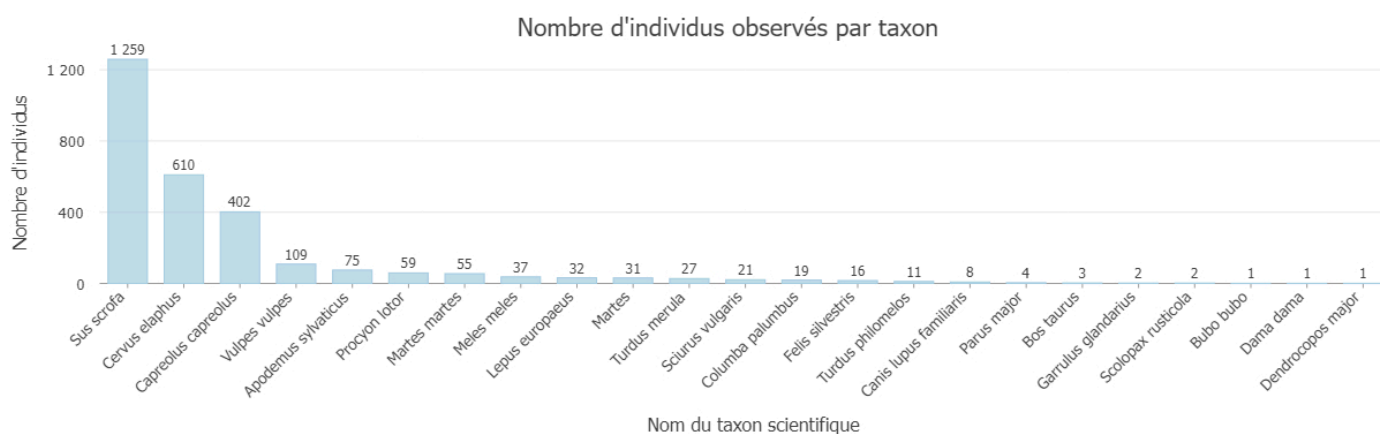


Figure 18 : Nombre d'individus observés pour chaque espèce grâce au réseau de 66 pièges photographiques au sein du l'UGCSH1.

En parallèle avec les résultats observés pour les INA, les 3 espèces principalement recensées sont le Sanglier (1259 individus), le Cerf élaphe (610 individus) et enfin le Chevreuil (402 individus). Le Sanglier est de loin l'espèce la plus observée par rapport au Chevreuil et au Cerf. Les espèces Natura2000 concernées par la directive « Habitats » et observées à l'aide des pièges photographiques sont la Martre et le Chat sauvage. Dans la catégorie des espèces exotiques envahissantes, on recense un plus grand nombre d'observations de rats laveurs par rapport à la méthode INA.

Il est important de signaler que plusieurs observations ont été classées dans la catégorie « Martes ». Ces observations sont soit celles de Martres des pins ou soit celles de Fouines.

2.3 Résultats pour le Cerf

Les données récoltées grâce au traitement des images photographiques a permis de classer les individus de l'espèce Cerf selon leur classe de vie et leur sexe (Figure 19).

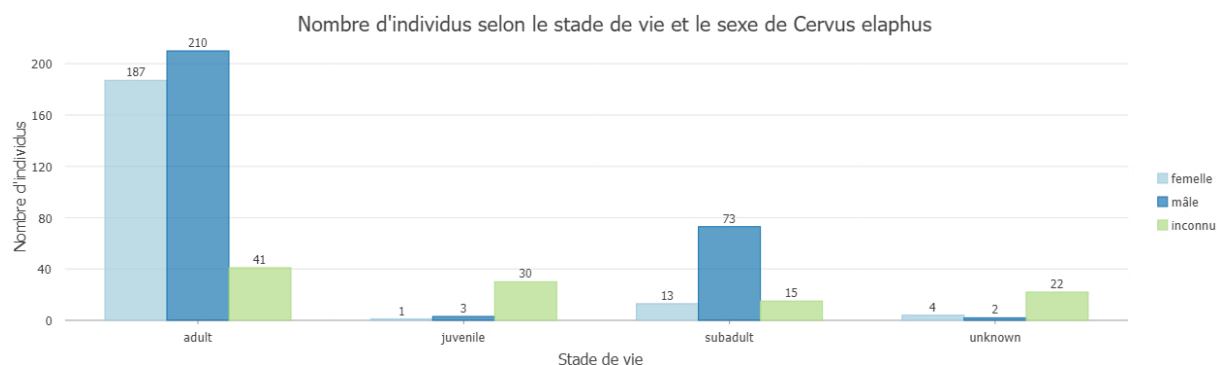


Figure 19 : Nombre d'individus selon le stade de vie et le sexe de *Cervus elaphus*

La majorité des individus sont des adultes, avec un plus grand nombre de mâles observés. On note le recensement d'une trentaine d'individus juvéniles, puisque la fin de la période d'échantillonnage coïncide avec la période de mise bas pour le Cerf. Au total, 610 cerfs ont été observés sur le secteur 1 de l'UGCSH en utilisant la méthode par pièges photographiques. Cependant, 601 espèces sont comptabilisées à la figure 19. Il est possible que lors du traitement des données, les neufs observations de cerfs manquantes n'aient fait l'objet d'aucune classification.

2.4 Résultats des calculs du RAI

Le RAI peut se calculer comme étant :

- Le nombre de détections par caméras divisé par l'effort d'échantillonnage (nombre total de jours d'inventaire de la caméra) ;
- Le nombre total d'individus (par espèce) par détection divisé par l'effort d'échantillonnage de la caméra.

Dans notre cas d'étude, nous avons retenu la deuxième option, celle-ci étant mieux adaptée pour des espèces grégaires, comme les grands ongulés sauvages de nos régions.

Les résultats obtenus sont présentés dans les 2 tableaux ci-dessous qui reprennent, pour chaque espèce observée :

- Le nombre total d'individus détectés sur le secteur 1 ;
- La valeur du RAI par secteur INA exprimée pour 100 jours d'efforts (les valeurs initialement obtenues ont donc été multipliées par 100).

La richesse spécifique, désignant le nombre d'espèces présentes dans un milieu donné, est également étudiée par secteur INA dans le bas du tableau.

Concernant le code couleur, les cases noires indiquent aucune détection de l'espèce. Les cases surlignées en rouges, gris et jaunes pour les 3 espèces principales sont similaires aux couleurs des médailles d'un podium ; jaune pour la première place, gris pour la seconde et enfin brun pour la troisième.

Tableau 9 : Valeurs des RAI par espèce pour les secteurs A à E

Espèce	Total UGCSH1	RAI-A	RAI-B	RAI-C	RAI-D	RAI-E
Sus scrofa	1259	38,3	70,1	41,71	25,43	17,26
Cervus elaphus	610	10,2	16,8	20,69	95,56	10,63
Capreolus capreolus	402	16,8	20,2	14,9	19,07	10,04
Vulpes vulpes	109	7,69	6,2	11,9	9,08	5,3
Apodemus sylvaticus	75		22,2	0	176,3	
Procyon lotor	59	3,45	4,86	4,615	10,95	12,71
Martes martes	55	15,4	7,41	5,556		
Meles meles	37		5,95		4,48	
Lepus europaeus	32		2,78		23,33	
Martes sp.	31		3,18		8,56	3,704
Turdus merula	27		9,92	7,168	5,26	
Sciurus vulgaris	21		9,72	0	3,04	
Columba palumbus	19		3,57	3,226		
Felis silvestris	16		3		3,45	14,82
Turdus philomelos	11		13,9			
Parus major	4			3,337		
Garrulus glandarius	2			2,778		
Scolopax rusticola	2		5,56			
Bubo bubo	1					
Dama dama	1					
Dendrocopos major	1					
Richesse spécifique par secteur INA		6	16	10	12	7

Tableau 10 : Valeurs des RAI par espèce pour les secteurs F à K

Espèce	Total UGCSH1	RAI-F	RAI-G	RAI-H	RAI-I	RAI-J	RAI-K
<i>Sus scrofa</i>	1259	150	143	33,51	58,65	48,96	82,78
<i>Cervus elaphus</i>	610	31,7	41	21,19	60,69	21,2	61,03
<i>Capreolus capreolus</i>	402	15,6	26	24,5	21,07	12,9	34,91
<i>Vulpes vulpes</i>	109	12,3	11,3	14,09	10,69	20,69	5,24
<i>Apodemus sylvaticus</i>	75						
<i>Procyon lotor</i>	59	15,6	7,68	3,57	4,37	3,08	4,02
<i>Martes martes</i>	55	7,14			31,75		5,4
<i>Meles meles</i>	37	6,9	7,64	3,57	13,51	10,34	6,38
<i>Lepus europaeus</i>	32	7,5	3,23	2,778			17,42
<i>Martes sp.</i>	31	3,45	4,38		29,73	3,08	4,92
<i>Turdus merula</i>	27		9,68		3,33	3,45	2,7
<i>Sciurus vulgaris</i>	21	12,1				2,7	13,79
<i>Columba palumbus</i>	19	44,8	6,45		2,7		2,7
<i>Felis silvestris</i>	16	3,45			5,72	6,89	3,02
<i>Turdus philomelos</i>	11						2,7
<i>Parus major</i>	4					2,7	3,45
<i>Garrulus glandarius</i>	2			3,57			
<i>Scolopax rusticola</i>	2						
<i>Bubo bubo</i>	1		3,45				
<i>Dama dama</i>	1				2,7		
<i>Dendrocopos major</i>	1					3,45	
Richesse spécifique par secteur INA		12	11	8	12	12	15

En parallèle avec les résultats INA, un classement a été réalisé par secteur INA du plus abondant (1) au moins abondant (11).

Tableau 11 : Classement des secteurs INA du plus abondant (1) au moins abondant (11)

Secteur INA	" <i>Cervus elaphus</i> "	" <i>Capreolus capreolus</i> "	" <i>Sus scrofa</i> "	" <i>Vulpes vulpes</i> "	" <i>Procyon lotor</i> "
A	11	7	8	8	10
B	9	5	4	9	5
C	8	9	7	4	6
D	1	6	10	7	3
E	10	11	11	10	2
F	5	8	1	3	1
G	4	2	2	5	4
H	7	3	9	2	9
I	3	4	5	6	7
J	6	10	6	1	11
K	2	1	3	11	8

L'unique différence est l'intégration dans le classement du raton laveur, « *Procyon lotor* », au détriment du lièvre d'Europe, « *Lepus europeus* ». Le lièvre d'Europe n'ayant pas été observé sur l'ensemble des secteurs INA, son classement aurait été moins pertinent.

2.5 Indices de diversité spécifique

Les indices de diversité ont également été calculés pour la méthode de recensement par caméra traps. L'indice de Shannon-Weaver sur l'ensemble du secteur 1 est de 2.47, avec un indice d'équitabilité de 0.57. En considérant l'échelle plus petite des secteurs INA, l'indice le plus élevé est attribué au secteur B, alors que le secteur G possède l'indice le plus faible, synonyme d'un milieu moins diversifié. Du point de vue de l'équitabilité, le secteur E est caractérisé par la répartition la plus équitable entre les différentes espèces, définissant une diversité relativement équilibrée. Ces informations sont visibles sur la figure ci-dessous :

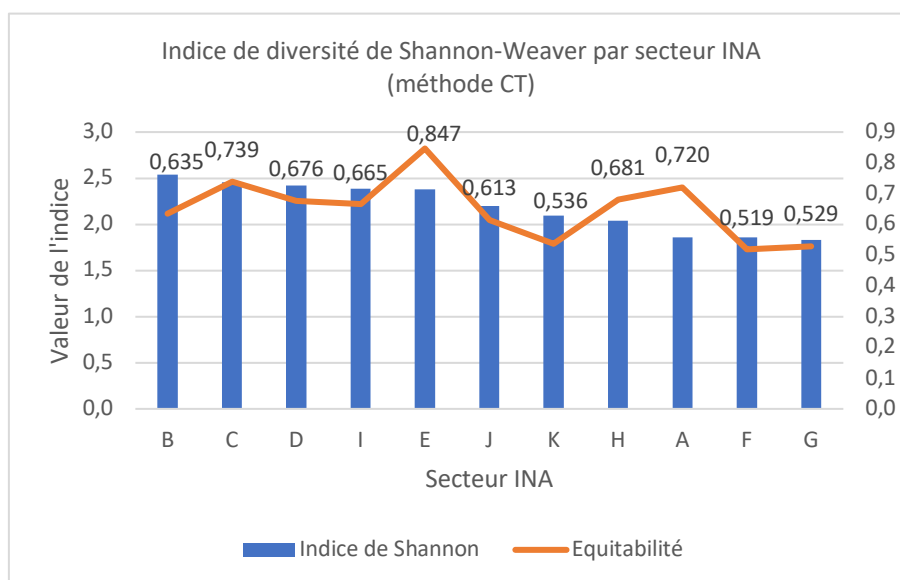


Figure 20 : Indice de Shannon-Weaver et d'équitabilité propre aux secteurs INA

L'indice de diversité de Simpson pour le secteur 1 est de 0.72. Cette valeur signifie qu'il y a donc 72% de chance que deux individus « capturés » au hasard sur le territoire soient d'espèces différentes. A l'échelle des secteurs INA, l'indice de Simpson le plus élevé est attribué au secteur E et l'indice le plus faible au secteur F. Ces résultats sont visibles sur la figure 21 :

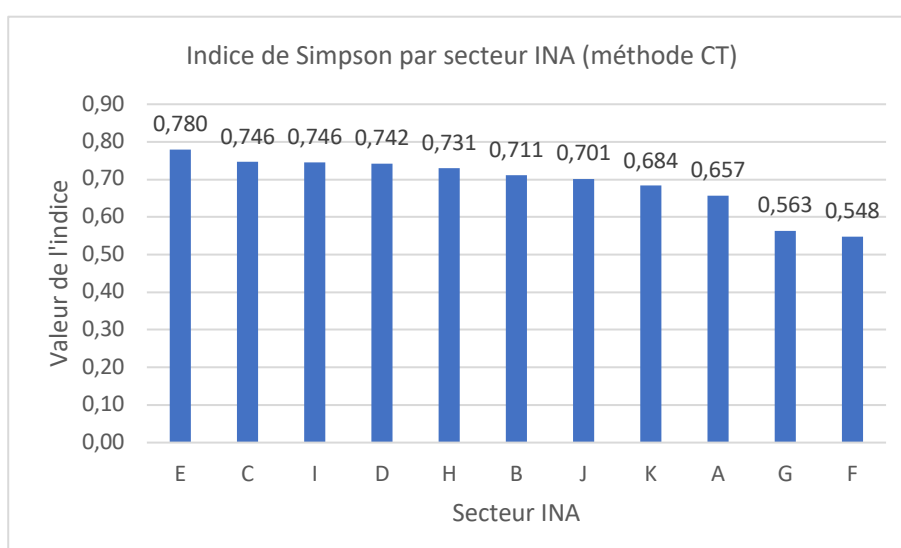


Figure 21 : Indice de Simpson propre aux secteurs INA

3 INA vs Caméra traps

3.1 Richesse spécifique

Sur l'ensemble de secteur 1 de l'UGCSH et à l'aide des 2 méthodes de recensement, un total de 25 espèces (mammifères et oiseaux confondus) a été détecté. Ces espèces sont représentées dans le diagramme de Venn ci-dessous.

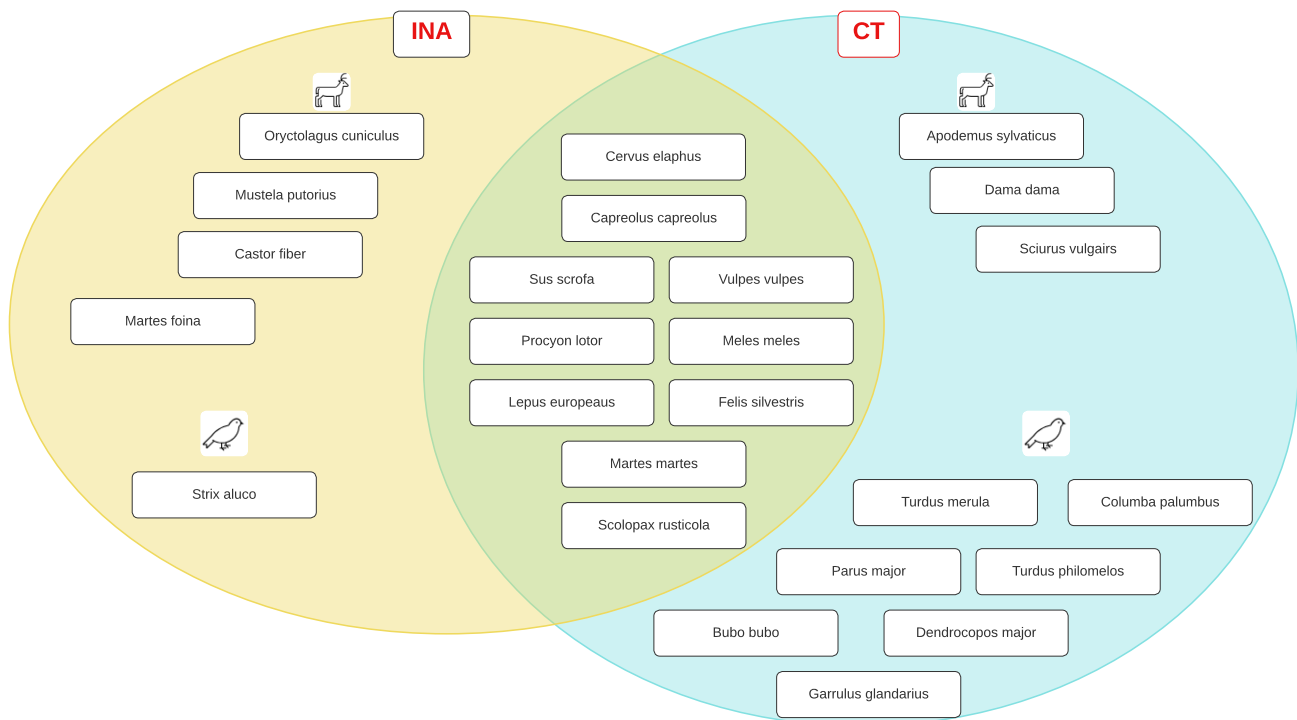
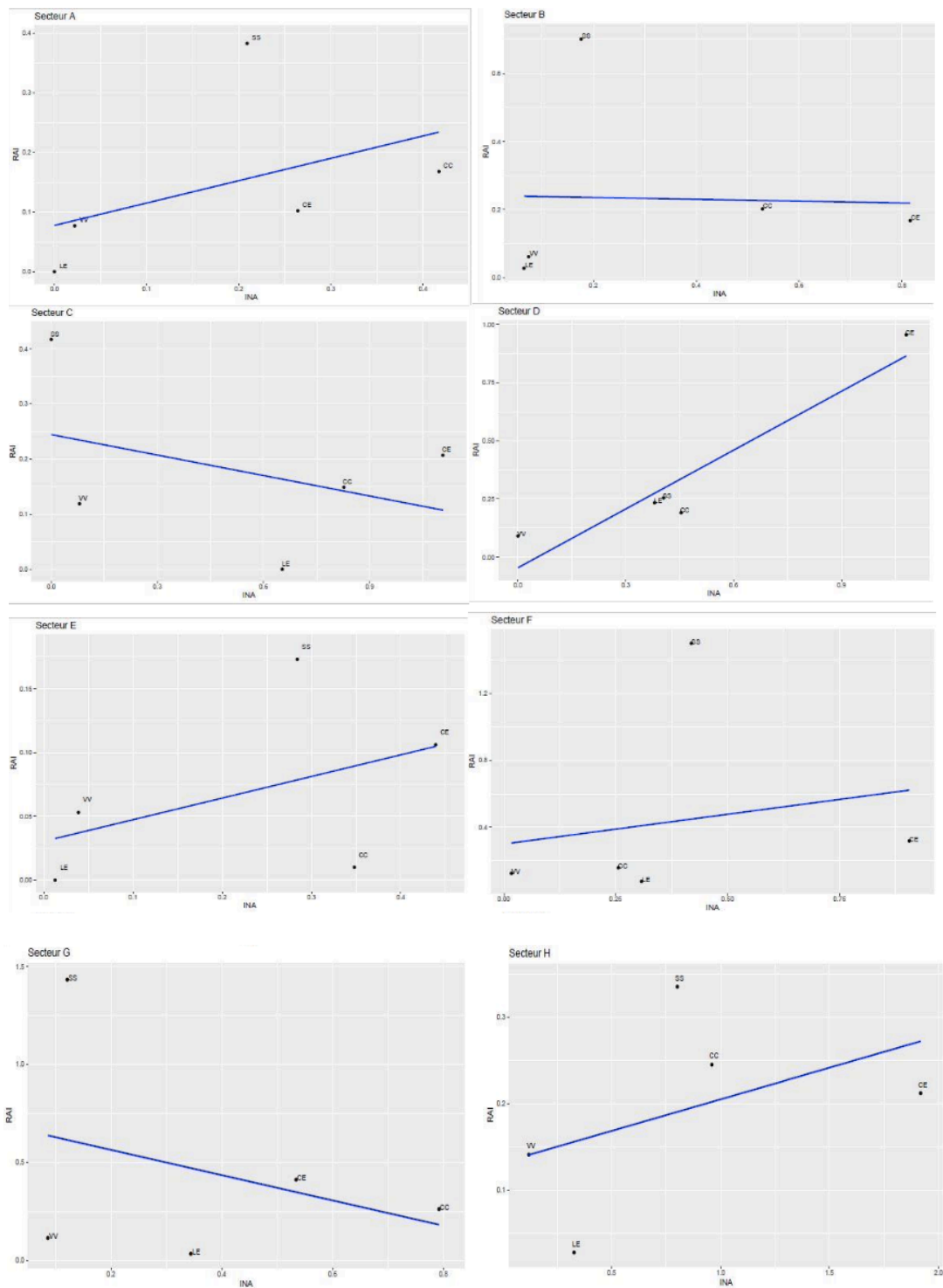


Figure 22 : Diagramme de Venn montrant les différentes espèces rencontrées pour les 2 méthodes

Les recensements nocturnes ont permis de détecter un total de 15 espèces ($\alpha=15$) dont 14 mammifères. Le recensement via les pièges photographiques ont quant à eux permis d'identifier un total de 20 espèces ($\alpha=20$) dont 13 mammifères. On observe par conséquent une richesse spécifique plus élevée grâce au recensement par pièges photographiques, notamment suite à un plus grand nombre d'espèces d'oiseaux observés, comme par exemple le Hibou grand-duc (*Bubo bubo*), ou encore le Pic épeiche (*Dendrocopos major*).

3.2 Régressions linéaires



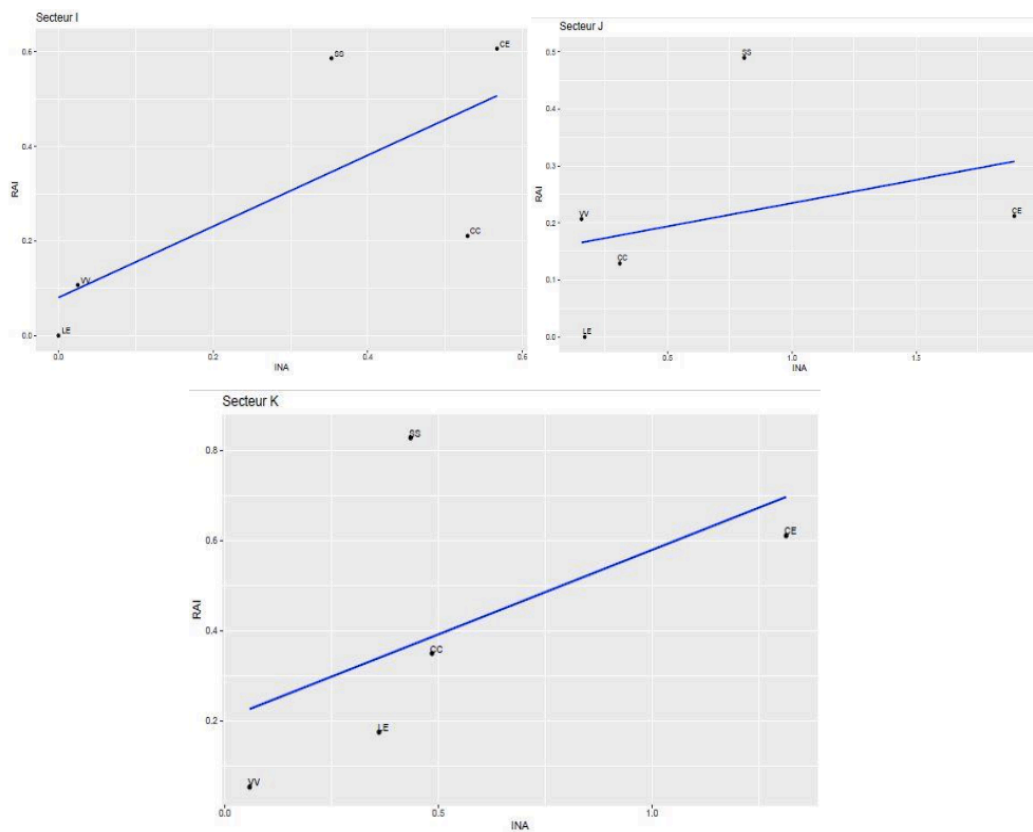


Figure 23 : Régressions linéaires entre la variable explicative (INA) et la variable à expliquer (RAI) pour les espèces principales et par secteur INA (CE = « Cervus elaphus », CC = « Capreolus capreolus », SS = « Sus scrofa », VV = « Vulpes vulpes », LE = « Lepus europeus »).

Pour 8 des 11 secteurs INA, les régressions linéaires simples effectuées présentent une pente de la droite de régression positive. Cela signifie une relation globalement positive entre les 2 variables. Selon le tableau de statistiques qui figure en annexe 6, le secteur D semble obtenir la relation la plus significative entre les valeurs des INA et celles des RAI. La *p-value* très faible ($<0,05$), la valeur *Estimate* élevée (0,8432) et une faible *Std.Error* (0,16876) suggèrent que la régression linéaire est statistiquement significative et que le modèle décrit bien la variance entre les données. Le secteur I possède une relation également significative entre les deux variables. Pour le restant des secteurs INA, les tests statistiques effectués ne permettent pas d'établir une relation pertinente et fiable entre l'INA et le RAI.

Une régression linéaire a également été effectuée en prenant uniquement en compte les observations de cerfs, à travers les 11 secteurs INA. La régression est visible à la figure 22 ci-dessous :

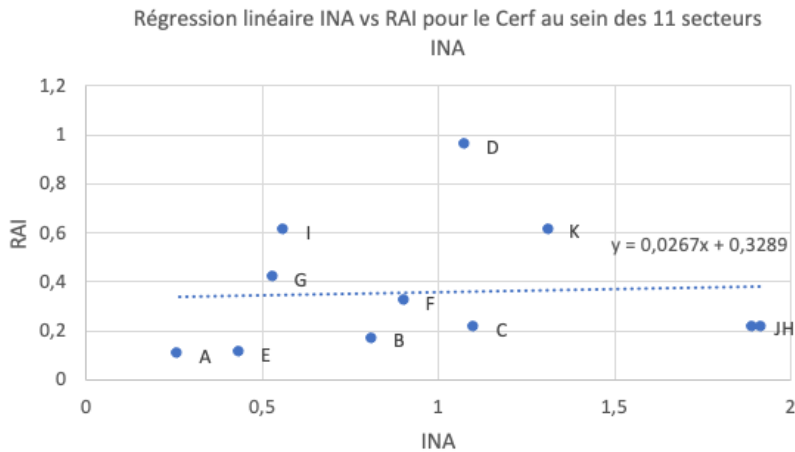


Figure 24 : régression linéaire entre les variables INA et RAI pour l’espèce Cerf à travers les 11 secteurs INA

Les secteurs riches en termes d’INA ne le sont pas spécialement en termes de RAI (secteurs J et H). D’autres secteurs, comme les secteurs G, I et D, semblent bénéficier d’une meilleure relation entre les valeurs INA et RAI.

4 Analyse des coûts liés au recensement INA

4.1 Coûts du matériel

A travers cette section, nous parcourrons les différents coûts matériels liés à cette méthode dans le but de fournir un ordre de grandeur du coût annuel total le plus représentatif possible. Le tableau ci-dessous intègre une notion économique qu’est l’amortissement linéaire. L’amortissement est, en comptabilité, une méthode qui répartit le coût d’un actif utilisé par une entreprise sur la durée prévue de son utilisation jusqu’à son usure. Pour l’amortissement linéaire, l’actif est amorti au même montant chaque année de sa vie utile (« Qu’est-ce que l’amortissement », s. d.).

Tableau 12 : Représentation des coûts du matériel nécessaire au recensement nocturne

MATERIEL	COUT/VEHICULE (€)	COUT/ 11 VEHICULES (€)	DUREE AMORTISSEMENT	AMORTISSEMENT ANNUEL [€]
Phares Light Force	350	3850	10 ans	385
Ampoules halogènes	36	396	4 ans	99
Pinces "crocodiles" + dérivateur	50	550	5	110
Jumelles	220	2420	10 ans	242
Fiche	0,6	6,6	1 an	6,6
Prix Total/AN	/	/	/	842,6

Le choix de la durée d'amortissement est hypothétique et il a été choisi comme suit :

- **Phares Light Force** : Ce sont des phares très puissants (100 Watts) et également très résistants, connus pour leur qualité de fabrication. Si leur utilisation n'est prévue que pour les INA, leur durée d'amortissement est fixée à une dizaine d'années.
- **Ampoules halogènes** : La durée de vie des ampoules halogènes est fixée entre 2000 et 5000 heures. Sachant qu'une soirée de recensement dure en général 4h, et que 4 recensements sont effectués avec ces ampoules, cela fait 16h d'utilisation par ampoule par INA. Cependant, l'efficacité diminue avec le temps. La durée d'amortissement est fixée à 4 ans.
- **Pinces crocodiles** : Avec le temps, les pinces sont soumises à de l'usure mécanique. Afin de s'assurer de leur bon fonctionnement et de leur qualité, la durée d'amortissement est fixée à 5 ans.
- **Dérivateur** : Risque d'usure avec le temps et de mauvaise transmission d'énergie. La durée d'amortissement est fixée à 5 ans.
- **Jumelles** : Des jumelles de qualité ont une longue durée de vie si elles sont bien entretenues. La durée d'amortissement est fixée à 10 ans.
- **Fiche de recensement** : Chaque année, de nouvelles fiches sont nécessaires, c'est pourquoi la durée d'amortissement est fixée à 1 an.

De plus amples informations sur le matériel sont disponibles en Annexe 7.

4.2 Coûts liés à l'utilisation du véhicule

Chacun des quatre soirs de recensement, 11 véhicules de type 4x4, principalement des Amarok, Izuzu et Duster, sont mis en service. Pour rappel, l'analyse prend comme base de calcul le prix de location moyen d'un véhicule de type pick-up 4x4 similaire à ceux utilisés lors des recensements nocturnes. Les prix proposés par certaines agences sont les suivants :

Agence de location	Prix/jour [€]
RentaSix	72,6
Lepickup	164,88
Ucar	89
Sixt	93
locaway	135

Les prix à la journée représentent de bonnes indications puisque les recensements s'effectuent en soirée, ce qui signifie qu'il faut louer la voiture avant la fermeture des agences de location, et la restituer dès le lendemain matin. Si une agence ferme à 18h et ouvre à 9h le lendemain, cela représente une location d'une durée de 15h. Nous nous baserons, pour cette étude, sur l'hypothèse d'un prix moyen des 5 agences de location de voiture. Le prix moyen

obtenu, à considérer comme un ordre de grandeur, est de **110€** par jour de location. Pour la location de 11 véhicules, le coût est de **1210€**. Cela représente donc pour 4 soirs de recensement un budget total de **4840€**.

4.3 Coûts liés au transport

Au sein du secteur 1 de l'UGCSH, on retrouve 11 parcours de recensement nocturne. La longueur totale des parcours en 2023 est de 256,87 kilomètres. En prenant en compte les chemins sans issues où il est indispensable de faire marche arrière et de repasser au même endroit, nous compterons 270 kilomètres parcourus par soir de recensement. Au total, cela fait 1080 kilomètres pour les 4 dates de recensement.

Consommation	Nombre de kilomètres total	Prix du diesel	Prix total (€)
11 litres/100km	1080	1,75€/litre	207,9

La consommation de 11 litres/100km provient d'une consommation moyenne des véhicules de type 4x4 appartenant au Service Public de Wallonie (SPW), celle-ci ayant été revue légèrement à la hausse. En effet, les déplacements sur chemins forestiers et sur de courtes distances, alternant fréquemment des démarrages, arrêts, redémarrages, vont avoir tendance à consommer plus. Le prix du diesel de 1,75€/litre provient de la littérature et de l'évolution du prix de ce carburant au cours des mois de l'expérience (lavenir.net).

4.4 Coûts humains et temps de travail

Les coûts humains liés à cette période de recensement prennent en considération deux éléments principaux :

- 1) Coûts liés au personnel engagé sur le terrain durant les 4 soirs de recensement
- 2) Coûts et temps liés aux traitements des fiches de recensement

Le premier facteur important représente les coûts liés aux rémunérations des agents afin de réaliser les différents parcours INA. En fonction du nombre de parcours par conseil cynégétique, un certain nombre de personnes doivent être présentes pour mener à bien le recensement. Ce nombre varie en fonction du nombre de parcours. Dans le cas de cette étude, 11 véhicules, avec chacun 4 personnes à bord, sont utilisés chaque soir de recensement. Cela nécessite donc la présence de 44 personnes pour une même soirée.

Les parcours INA étant répétés 4 fois chacun, cela fait au total 176 personnes. Chaque véhicule transporte quatre passagers :

- Un/plusieurs agent(s) du Service Public de Wallonie (SPW) ;
- Un/plusieurs membre(s) du conseil cynégétique ;
- Stagiaires, bénévoles.

Seuls les agents du SPW, considérés comme étant en mission, font l'objet d'une rémunération de l'administration. Cette rémunération se fait sous forme de bonifications, puisque les

heures de prestation le soir d'un recensement nocturne se font en dehors des heures normales. Pour cette étude, les calculs liés à la rémunération du personnel se basent comme suit :

- Rémunération de 25€/heure par agent ;
- Présence de 1,5 agent par voiture (dépend de la présence d'un membre du conseil cynégétique) ;
- 6 heures par agent par soirée de recensement.

Par soir de recensement, les dépenses liées au personnel déployé sont de l'ordre de **2475€**.

Pour 4 soirs de recensement, le total s'élève à **9900€**.

Le deuxième facteur à intégrer correspond au temps mis pour le traitement des données recueillies grâce aux fiches de recensement de l'ensemble des parcours aux différentes dates. Le traitement des données consiste à encoder l'ensemble des observations de cerfs à l'aide des fiches de recensement en format PDF et ensuite la digitalisation de ces données sur le logiciel *Arcgis Pro*. Cette dernière étape est effectuée pour le conseil cynégétique de Saint-Hubert mais elle n'est pas une norme pour l'ensemble des conseils cynégétiques de Wallonie. Concernant le temps dédié à ce travail, 2 journées m'ont été nécessaires puisqu'il faut faire preuve de beaucoup de précision, de rigueur et d'attention pour ne pas commettre d'erreurs. Pour un agent qualifié, le traitement et calcul des INA ne prend qu'en moyenne une demie journée, pour une rémunération de 35€/heure. Pour une demie journée, la rémunération est de l'ordre de **140€**.

Les dépenses finales liées au personnel s'élèvent donc, par année, à **10 040€**.

4.5 Tableau synthétique final

Tableau 13 : Tableau synthétique lié aux coûts de la méthode INA

Liste des dépenses	Coût annuel (€)
Matériel	842,6
Véhicule	4840
Transport	207,9
Personnel engagé	10040
Total	15930,5

5 Analyse des coûts liés au recensement par pièges photographiques

5.1 Coûts du matériel photographique

Les deux tableaux synthétiques présentés ci-dessous (14 et 15) reprennent respectivement :

- 1) Le coût à l'unité, le coût à payer pour l'achat et l'utilisation de 25 pièges photographiques et du matériel qui s'y rapporte ainsi que l'amortissement (bien que 22 caméras n'aient été utilisées pendant l'étude, l'achat de caméras supplémentaires est nécessaire dans le cas de dysfonctionnement imprévu).
- 2) Le matériel secondaire nécessaire, le prix de chaque outil et l'amortissement.

Tableau 14: coûts liés au matériel photographique

MATERIEL	PRIX à l'UNITÉ (€)	PRIX POUR LES 25 CAMERAS	DUREE AMORTISSEMENT	AMORTISSEMENT ANNUEL (€)
Caméra KG695	175	4375	12 ans	364,58
Boitier de sécurité	25	625	12 ans	52,08
Piles AA lithium (x8)	20	500	4 ans	125
Carte SD 32GB	15	375	4 ans	93,75
1m de chaine	4	100	10 ans	10
Cadenas	4	100	10 ans	10
PRIX TOTAL/AN	/	/	/	655,4

Tableau 15 : coûts liés au matériel secondaire utilisé lors de l'étude

MATERIEL	PRIX [€]	DUREE AMORTISSEMENT	AMORTISSEMENT ANNUEL
GPSMAP GARMIN	400	4 ans	100
Perceuse-visseuse	190	5 ans	38
Mètre ruban	5	10 ans	0,5
Ensemble de vis et d'écrous	25	5 ans	5
PRIX TOTAL/AN	/	/	143,5

Le choix de la durée d'amortissement est hypothétique et il a été choisi comme suit :

- **Caméra KG695** : de bonne qualité et bien entretenu, le piège photographique peut avoir une durée de vie jusqu'à 3 ans ou plus, et ce pour une utilisation toute l'année.

Pour une utilisation saisonnière, comme c'est le cas lors de cette étude, la durée de vie est multipliée par 4.

- **Boîtier de sécurité** : le boîtier de sécurité, si aucun dégât n'y a été commis, a la même durée de vie que la caméra à laquelle il est associé.
- **Piles AA lithium** : piles à longue durée de vie et résistantes aux températures extrêmes. Cependant, la performance de celles-ci peut diminuer avec le temps, d'où une durée d'amortissement de 4 ans. Éléments essentiels des caméras, il faut s'assurer de leur parfait fonctionnement, raison pour laquelle on les renouvelle régulièrement.
- **Carte SD** : les cartes SD peuvent être fonctionnelles pendant plusieurs années, et cela va notamment dépendre des conditions du milieu dans lequel elles ont fonctionné ainsi que du nombre de cycle d'écriture effectué. Par précaution, il est jugé nécessaire de renouveler le matériel tous les 4 ans.
- **Chaîne et Cadenas** : ces deux éléments ont une durée de vie très longue si aucun dégât majeur ne leur a été appliqué.
- **GPSMAP GARMIN** : le GPS est un outil technologique qui, au fil du temps, peut devenir obsolète. Il est par conséquent intéressant de suivre les avancées technologiques qui proposent des nouveaux modèles avec de nouvelles fonctionnalités. La durée d'amortissement est fixée à 4 ans.
- **Perceuse-visseuse** : la durée d'amortissement est fixée à 5 ans.
- **Mètre ruban** : Utile toute une vie, son prix et son amortissement sont dès lors négligeables.
- **Ensemble de vis et d'écrous** : après plusieurs années, on peut s'attendre à de l'usure, c'est pourquoi l'amortissement a été fixé à 5 ans.

De manière générale, la durée d'amortissement dépendra de la qualité du matériel utilisé, de l'usage que l'on en fait ainsi que de la fréquence d'usage. L'entretien régulier du matériel peut également prolonger la durée de vie de celui-ci.

Des explications plus précises sur le choix du matériel et le détail des prix sont disponibles en Annexe 7.

En conclusion, l'amortissement annuel total lié au matériel est de $655,4\text{€} + 143,5\text{€} = \mathbf{798,9\text{€}}$.

5.2 Coûts liés à l'utilisation du véhicule

Un seul véhicule du Service Public de Wallonie est nécessaire pour mettre en place le dispositif des pièges photographiques. En parallèle avec la partie IV.4.2 « *Coûts liés à l'utilisation du véhicule* » pour la méthode INA, l'analyse porte sur la location à la journée d'un véhicule de type 4x4 pickup.

Dans le cas de notre étude, 11 jours entiers ont été nécessaires pour mener l'expérience. Pour un prix de location de 110€ par jour, le prix total pour la location du véhicule revient à **1210€**.

5.3 Coûts liés au transport

Les coûts liés au transport reprennent l'ensemble des trajets effectués au sein du secteur 1 de l'UGCSH pendant les trois mois d'expérimentation. Les trajets concernent tous les déplacements réalisés entre les poses, les retraits et les réinstallations des caméras au cours d'une journée de travail.

- **1^{ère} semaine : installation (27/02, 28/02, 2/03) en vue du 1^{er} mois d'échantillonnage**

En moyenne, **60km/jour** ont été parcourus ces jours-là avec un véhicule de type 4X4.

- **2^{ème} semaine : Déplacement des 22 caméras (28/03, 29/03, 30/03) pour le 2^{ème} mois d'échantillonnage**

Pour cette deuxième semaine, la distance moyenne parcourue était d'environ **70km/jour**.

- **3^{ème} semaine : Déplacement des 22 caméras (25/04, 26/04, 27/04) pour le 3^{ème} mois d'échantillonnage**

La distance moyenne parcourue était de **58 km/jour**.

- **4^{ème} semaine : retrait final du dispositif des 22 caméras (31/05, 2/06) après 3 mois d'échantillonnage**

Pour ces 2 derniers jours, la distance moyenne parcourue était de **91km/jour**.

Le tableau suivant résume le nombre moyen de kilomètres par jour en fonction de la semaine de travail.

Tableau 16 : nombre moyen de kilomètres/jour selon la semaine de travail

Semaine	Nombre moyen de Km/jour	Nombre total de Km/semaine
S1(3 jours)	60	180
S2(3 jours)	70	210
S3(3 jours)	58	174
S4(2 jours)	91	182
Total (km)		746

Le prix total lié au transport a été estimé grâce aux données telles que la consommation, le prix du diesel et les kilomètres parcourus.

Véhicule	Type de carburant	Consommation	Prix du diesel
Type 4x4	Diesel	11 litres/100km	1,75€/litre

Consommation	Nombre de kilomètres total	Prix du diesel	Prix total (€)
11 litres/100km	746	1,75€/litre	143,605

5.4 Coûts humains et temps de travail

Les coûts humains liés à cette méthode de recensement prennent en considération deux éléments principaux :

- 1) Coûts liés au personnel engagé sur le terrain durant les 11 jours de travail
- 2) Coûts et temps liés au traitement des images obtenues sur la plateforme Agouti

Le premier élément à prendre en compte est le coût lié aux personnes sollicitées afin de mener à bien l'étude. Tout au long de l'expérience, j'ai accompagné Frédéric Della Libera (DEMNA-cellule faune sauvage) sur le terrain afin d'installer le dispositif de pièges photographiques. Certains jours, nous avons également été accompagnés par une stagiaire. Frédéric Della Libera est donc l'unique salarié dans le cadre de cette étude.

La méthode de recensement par pièges photographiques ne nécessite par conséquent que très peu de personnel. Il est tout de même préférable d'être 2 au minimum pour pouvoir se répartir les tâches, être efficace sur le terrain et discuter d'aspects techniques liés à l'emplacement des caméras. L'avantage d'être au minimum deux est également lié à la sécurité du personnel. En cas de blessures sur le terrain, il est préférable et même primordial de pouvoir être accompagné.

Concernant la durée de travail dédiée à l'installation du dispositif, il faut compter en moyenne 7h30 par jour au sein du secteur 1 de l'UGCSH. Le temps passé sur place est cependant une donnée très variable et dépendante du personnel engagé. En prenant une rémunération du personnel de 25€/heure, la rémunération pour une journée de travail est de **187,5€**. Dans le cas de cette étude, pour 11 jours de mise en place du réseau de caméras, la rémunération totale est de l'ordre de **2062,5€** par agent. Pour deux agents (dans le cas où aucun stagiaire n'est impliqué dans la mise en place du réseau), la rémunération est donc de **4125€**.

Le deuxième élément à considérer est le nombre d'heures dédiées au traitement des milliers d'images obtenues grâce aux caméras. Le temps passé pour traiter l'ensemble des images d'une caméra dépendra de :

- La quantité d'images capturées par celle-ci et de la complexité des observations. Une séquence photographique d'un individu esseulé qui ne fait que passer devant la caméra ne prend que très peu de temps à identifier et à encoder sur le logiciel. Inversement, des séquences photographiques de compagnies de plusieurs sangliers

alternant va-et-vient devant la zone de détection du piège photographique peuvent prendre énormément de temps à analyser, puisqu'il faut identifier du mieux possible et de manière individuelle l'ensemble des sangliers.

- L'expérience de l'observateur. Une personne familiarisée avec le logiciel et ayant de plus amples connaissances sur l'identification animalière aura plus de facilités qu'une personne amateur dans ce domaine.

C'est pourquoi il est difficile de quantifier précisément le nombre d'heures passées à analyser les images des caméras. Dans notre cas, une caméra contenant 15 séquences photographiques relativement faciles à identifier prenait en moyenne 10 à 20 minutes. A l'inverse, une caméra trap de 100 séquences, ayant capturé de nombreux passages d'animaux, a pris plus d'une bonne heure à analyser.

Le temps passé au traitement des images d'une seule caméra varie fortement selon les variables décrites ci-dessus. Il est certain que les résultats peuvent être obtenus d'autant plus rapidement que le nombre de personnes dédiées au traitement des images est important, mais plus ce nombre est important, plus les interprétations peuvent être différentes.

En conclusion, si un seul agent rémunéré doit effectuer l'ensemble du traitement des images ainsi que calculer la valeur d'indices tels que le RAI, il lui faudrait 6 jours entiers de travail, selon les hypothèses que, pour 66 caméras :

- 1/3 prennent 15 minutes à analyser, ce qui fait 5h30 de travail ;
- 1/3 prennent 30 minutes à analyser, ce qui fait 11h de travail ;
- 1/3 prennent 1h à analyser, ce qui fait 22h de travail ;
- Le calcul des RAI prend 1 journée entière de travail.

Pour une rémunération horaire de 35€, la dépense totale est de **1575€**. Les dépenses finales liées au personnel s'élèvent donc à **5700€**.

5.5 Tableau synthétique final

Tableau 17 : Tableau synthétique lié aux coûts de la méthode INA

Liste des dépenses	Coût annuel (€)
Matériel photographique	665,4
Matériel secondaire	143,5
Véhicule	1210
Transport	143,605
Personnel engagé	5700
Total	7862,505

V. Discussion

1 Coûts des 2 méthodes

L'estimation des coûts liés aux deux méthodes a été réalisée pour la zone d'étude, à savoir le secteur 1 de l'UGCSH. Les résultats obtenus ne doivent donc pas être extrapolés à l'ensemble de la Région wallonne. En effet, le matériel utilisé et le nombre d'agents déployés peuvent varier en fonction des besoins régionaux et territoriaux. Un ordre de grandeur a néanmoins été calculé pour chacune des 2 méthodes, se basant, pour certaines données, sur diverses hypothèses.

1.1 Indice Nocturne d'Abondance (INA)

La principale contrainte de l'INA est liée au **déploiement humain et matériel** (Pellerin et al. 2016). Cette contrainte est d'autant moins importante que la surface à échantillonner est faible. En effet, des études menées par *Pellerin et al (2017)* sur le chevreuil ont mis en évidence les coûts relativement avantageux liés au suivi des populations de chevreuils par recensement nocturne sur un territoire de 1000 hectares, contrairement au recensement à pied ou via la méthode CMR (Capture-Marquage-recapture, voir point II.5.2 « Méthodes CMR et DS »). Le secteur 1, d'une superficie de 12 000 hectares, nécessite par conséquent bien plus de matériel et de moyens humains. Pour une saison de comptage aux phares, le prix total s'élève à près de 16 000€, répartis essentiellement entre la location des véhicules et le déploiement des différents agents. A titre comparatif, l'étude réalisée pour le chevreuil, prenant en compte les coûts humains et les prix du véhicule, estime le coût à 609€ (Pellerin et al. 2017). Les moyens humains et matériels sont par conséquent proportionnels à la surface d'échantillonnage. Le matériel (phares, jumelles et autres) utilisé lors des recensements nocturnes représente un investissement initial relativement coûteux mais qui s'amortit sur le long terme.

1.1.1 Limites

Plusieurs limites ont été mises en avant :

- La méthode INA est dépendante d'effectifs humains très importants pour être réalisée selon le protocole. De plus, il s'agit d'un travail qui nécessite d'effectuer des prestations de nuit ;
- L'utilisation de phares halogènes, à haute consommation, nécessite aussi la mise en place d'un système précis pour éviter la surchauffe des prises allume-cigare de la voiture ;
- La nécessité de réaliser sur le secteur 1 chaque parcours quatre fois lors de soirées différentes afin d'établir un indice nocturne fiable.

1.1.2 Perspectives

Une perspective d'amélioration concerne **l'utilisation de phares LED** au détriment des phares halogènes. L'étude menée par *Lievens (2023)* met en évidence les nombreux avantages de l'utilisation de technologies LED, d'un point de vue de la consommation, de la durée de vie mais également de la qualité du rendement lumineux.

Ensuite, pour limiter la demande en personnel, il serait intéressant de reconsidérer la **nécessité de réaliser quatre soirées de recensement**. Une des contraintes principales de l'Indice Nocturne d'Abondance étant celle des conditions d'observation (météo, visibilité), la quatrième date pourrait être optionnelle et réalisée uniquement si de mauvaises conditions d'observation ont perturbé les recensements précédents.

1.2 Caméra traps (CT)

La méthode de recensement par caméra traps implique généralement des coûts initiaux élevés, qui s'amortissent cependant sur le long terme (Brownlee, Warbington, et Boyce 2022). Sur base des calculs effectués et des hypothèses réalisées, cette méthode de recensement semble bien moins coûteuse que la méthode INA.

Le prix du matériel photographique, initialement très élevé, s'amortit sur une dizaine d'années, à condition que son utilisation soit uniquement liée à l'étude réalisée dans ce mémoire. Le modèle de caméra employé, la *KeepGuard695*, et son boîtier de sécurité ont un coût de 200€. Le coût des pièges photographiques est déterminé en fonction de la qualité et des performances de ces derniers. Certaines études catégorisent les pièges photographiques en fonction de la qualité, et donc du prix (Newey et al. 2015) :

- Caméra entrée de gamme : prix < 275€ ;
- Caméra de gamme intermédiaire : 275€ < prix < 340€ ;
- Caméra haute gamme : 340€ < prix < 640€.

Selon cette classification (non universelle), la *KeepGuard695* est donc considérée comme un piège photographique bas de gamme. Des études menées par *Meek et Pittet (2012)* ont mis en évidence deux critères clés qui influencent le choix des scientifiques en matière de pièges photographiques :

- Le prix à l'unité ;
- La simplicité d'utilisation.

Il est primordial de s'assurer que les performances de la caméra répondent aux exigences de l'étude. A partir du moment où cette condition est respectée, les utilisateurs peuvent analyser les coûts et bénéfices propres à chaque marque.

Contrairement à l'INA, la méthode par caméra traps ne nécessite pas une demande élevée en termes de personnel. En effet, la présence de deux agents pour mettre en place le réseau de pièges photographiques est suffisant. Néanmoins, pour une période d'étude de trois mois, il

a fallu onze jours entiers de travail pour la mise en place du réseau de caméras, ce qui engendre des coûts importants, les journées de travail dépassant parfois les horaires de « bureau ». Outre le travail de terrain, le traitement des images peut être lourd et nécessiter beaucoup de temps et de main d'œuvre.

1.2.1 Limites

- Le coût des pièges photographiques va généralement inciter les chercheurs et les scientifiques à privilégier la quantité de caméras achetées plutôt que la qualité, dans le but de couvrir une zone d'étude plus large et d'améliorer la fiabilité des résultats liés à la détection de la faune (Meek et Pittet 2012) ;
- La quantité d'images photographiques issues des caméras est chronophage.

1.2.2 Perspectives

Un premier défi est de pouvoir maintenir des **prix abordables** sur le matériel afin que les scientifiques puissent continuer à se procurer suffisamment de pièges photographiques, utiles à la réalisation d'études robustes et pertinentes sur la faune.

Une autre perspective concerne **l'alimentation en énergie des caméras**. Le modèle utilisé est alimenté par huit piles Lithium non rechargeables mais à longues durées de vie, ce qui explique un prix plus élevé. Une alternative plus économique est l'utilisation de piles au Nickel-Métal Hydrure (NiMH). Ces piles présentent l'avantage d'être rechargeables, permettant de multiples utilisations. De plus, elles génèrent moins de déchets toxiques et peuvent être recyclées (Rovero et al. 2013).

Enfin, pour faire face au traitement conséquent des images récoltées par caméra, la mise en place d'un **réseau de volontaires et de bénévoles** formés est à envisager. Cette augmentation de main d'œuvre bénévole permettrait une diminution des coûts liés au traitement des images. Ce réseau « potentiel » est également une opportunité de sensibiliser le public aux études menées sur la gestion de la faune sauvage.

1.3 Conclusion

Sur base de nos calculs et de nos hypothèses, il en ressort que la méthode INA est deux fois plus coûteuse que la méthode par pièges photographiques. Cette méthode, de plus en plus reconnue comme étant une technologie à bas prix (Newey et al. 2015) nécessite une main d'œuvre de terrain moins conséquente que la méthode INA. Cependant, la difficulté rencontrée réside principalement dans le temps nécessaire au traitement des images, à l'inverse de la méthode INA. Le prix du matériel est quant à lui situé dans le même ordre de grandeur pour les 2 méthodes.

2 Indices de diversité

2.1 Comparaison INA - CT

La richesse spécifique (illustrée au point IV.3.1 «Richesse spécifique») plus élevée pour la méthode par pièges photographiques s'explique notamment par une diversité ornithologique plus importante. Les observations d'oiseaux diurnes tels que le Merle noir, la Grive musicienne ou le Pic épeiche sont presque impossibles lors d'un recensement nocturne.

Dans la liste des observations « notables », celle d'un daim à l'aide d'une caméra est interpellante. En Belgique, ils se rencontrent principalement dans les forêts du côté de Ciergnon (La biodiversité en Wallonie », s. d.). Il s'agit probablement d'un individu isolé ou échappé d'un parc d'agréments. Un avantage de l'utilisation des caméras réside dans la capacité à récolter et garder des preuves scientifiques sur la présence ou le passage d'espèces particulières (espèces Natura2000, espèces exotiques envahissantes, etc).

Les indices de Shannon-Weaver, d'équitabilité et de Simpson ont été mesurés pour l'ensemble du secteur 1. L'indice de Shannon-Weaver, mesurant la diversité spécifique du milieu, est plus élevé pour la méthode CT ($H_i=2,43$) que pour la méthode INA ($H_i=2,173$). Bien que les valeurs soient très proches, la richesse spécifique plus élevée pour la méthode CT peut induire un indice de Shannon-Weaver plus important. Au niveau de l'indice d'équitabilité, traduisant la qualité d'organisation au sein d'une communauté, la méthode CT est aussi supérieure à la méthode INA (0,57 vs 0,556). Ces valeurs « intermédiaires » entre 0 et 1 ne traduisent ni un milieu dominé par une seule espèce (1) ni à un milieu où chacune des espèces est représentée par la même abondance (0) (Moussa, Yabi, et Imorou 2017). Le milieu est dominé par certaines espèces principales (le Cerf, le Sanglier et le Chevreuil), et composé de nombreuses autres espèces à abondances plus faibles. Enfin, l'indice de Simpson, qui mesure la probabilité que deux individus tirés au hasard appartiennent à des espèces différentes, est le même pour les deux méthodes ($D=0,72$).

2.1.1 Limites

La mesure de la richesse spécifique s'est basée sur les observations faites à l'aide des deux méthodes de recensement. Néanmoins, même avec des efforts d'inventaire considérables, il n'est généralement pas possible de relever toutes les espèces sur un territoire (Marcon, s. d.). De fait, une espèce non observée à l'aide d'une méthode de recensement n'implique pas forcément son absence sur la zone étudiée (Harlez 2023). Les indices de diversité peuvent quant à eux être soumis à des biais relatifs, générés par la taille de l'échantillon, la rareté des espèces ou encore l'abondance de celles-ci au sein de l'échantillon (Mouillot et Leprêtre 1999).

2.1.2 Perspectives

Il existe de nombreux indices pour évaluer la richesse et la diversité biologique d'un milieu. Les indices de Shannon-Weaver et de Simpson calculés dans le cas de ce mémoire sont les plus couramment utilisés en écologie (Colwell, s. d.).

En relation avec le diagramme de Venn, une perspective d'amélioration est le calcul de **l'indice de similarité de Jaccard**. Il a pour but de caractériser quantitativement et objectivement le degré de ressemblance de deux systèmes. Il prend par conséquent en compte le nombre d'espèces communes aux deux échantillons ainsi que le nombre d'espèces présentes respectivement dans ceux-ci (Assogbadjo et al. 2022).

2.2 Conclusions

La méthode CT possède les indices de diversité les plus élevés par rapport à la méthode INA. Les valeurs obtenues, relativement proches, ne permettent cependant pas d'affirmer avec certitude qu'une méthode met en avant un milieu plus riche et diversifié. Ces premiers résultats nous donnent à titre indicatif une idée globale de la diversité au sein du secteur 1 selon deux méthodes de recensement différentes.

3 Résultats d'inventaire spécifique : INA vs RAI

3.1 Indice Nocturne d'Abondance (INA)

L'Indice Nocturne d'Abondance, méthode initialement dédiée à l'espèce Cerf, a fait l'objet d'une étude plus approfondie par rapport aux autres espèces recensées.

Globalement, les résultats sur le secteur 1 sont en baisse par rapport à l'année passée, même si la tendance des dernières années est respectée. Les variations interannuelles peuvent s'expliquer par :

- Des conditions d'observation variables affectant la visibilité ;
- Un changement majeur du faciès paysager ;
- Une détectabilité plus faible ;
- L'indice de fructification forestière, la rigueur de l'hiver ainsi que la période de reprise de la végétation.

Les années de bonne fructification forestière, les animaux vont avoir tendance à stationner plus longtemps en forêt. Ce comportement impacte les déplacements vers les plaines agricoles, et diminue le nombre d'observations. Quand les hivers sont plus doux et que la reprise de la végétation est précoce, les animaux sortent vers les plaines et sont par conséquent mieux recensés. Cette variation interannuelle a été montrée dans la forêt de Rambouillet, en France ; l'indice nocturne y avait varié de 28% entre une année à forte glandée

et hiver tardif, à une année à faible fructification et hiver clément (SPW,2023 ; Pellerin et al., 2014).

A l'échelle des 11 secteurs INA (pour rappel, compris dans le secteur 1), les calculs se sont à la fois basés sur le nombre d'individus observés par kilomètre mais également sur le nombre de groupes de cerfs observés par kilomètre. *Garel et al (2010)* ont mis en évidence l'importance de raisonner selon les deux indices d'abondance (nombre d'individus et nombre de groupes exprimés par kilomètre). Selon leur étude, le comptage des groupes est plus aisé et donc précis, ce qui engendre moins d'erreurs que le comptage des individus. Ensuite, la capacité du Cerf élaphe à former de grands groupes est favorisée dans les milieux ouverts plutôt qu'en milieu forestier. Le secteur 1 de l'UGCSH étant constitué à 75% de forêts, la capacité des individus à former de grands groupes est dès lors limitée au sein de ce paysage forestier. Par conséquent, lorsque la taille d'une population augmente, il est attendu que le nombre de groupes et non la taille des groupes augmente (Garel et al. 2010).

De manière générale, les facteurs intervenant dans la qualité d'un recensement nocturne sont nombreux :

Les conditions météorologiques	L'orientation de la source lumineuse et l'expérience de l'observateur
La végétation	Qualité et bon entretien du matériel
Le relief	Les habitudes de vie et comportement de l'espèce
La disposition et distribution de la nourriture	Les caractéristiques intrinsèques de l'espèce

Légende :
Dépendant du milieu
 Dépendant de l'Homme
 Dépendant de l'espèce

Le type d'occupation du sol rencontré tout au long des parcours (étudié au point IV.1.4 «INA au sein des 11 secteurs INA ») ou encore la longueur des parcours peuvent avoir un impact important sur les résultats, même si d'autres facteurs interviennent dans la qualité d'un recensement . A titre d'exemple, le secteur « G », caractérisé par un milieu principalement ouvert et agricole (« que » 35% de forêts) et doté d'un parcours de 29 kilomètres, n'est que 9^{ème} au classement pour les INA du Cerf.

Certains facteurs cités ci-dessus impactent le gibier de manière différente. Des études sur les comptages aux phares pour le Chevreuil ont montré le peu d'impact des conditions

météorologiques sur les observations, contrairement au recensement pour le Cerf (Pellerin et al. 2017).

Il est par conséquent important d'analyser les différents paramètres susceptibles de perturber ou d'impacter la qualité d'un recensement nocturne.

La capacité à être détectée est également propre à certaines espèces animales et les méthodes de recensement favorisent l'observation de certains animaux plus que d'autres. Bien que les populations de sangliers soient plus abondantes que celles des cervidés, la faible proportion d'individus recensés est en partie liée à la méthode de recensement. En effet, les sangliers sont plus difficilement détectables pendant la nuit puisqu'ils ne possèdent pas la même couche réfléchissante « *Tapetum lucidum* » (locution latine signifiant « tapis luisant ») que les cervidés (A. Licoppe et Malengreaux 2012).

Le « *Tapetum lucidum* » est une couche réfléchissante située au fond de l'œil de certaines espèces animales dont la fonction est d'augmenter, par réflexion, la quantité de lumière captée par la rétine, ce qui améliore la vision nocturne. Les yeux, qui brillent une fois éclairés, trahissent dès lors la présence du gibier dès leur illumination par les phares lumineux. Les cervidés possèdent quant à eux un « *Tapetum lucidum* » bien développé, ce qui facilite leur détection lors de comptages aux phares.

3.1.1 Limites

Une interrogation majeure liée au recensement de nuit concerne l'impact sur la faune et la perturbation de son comportement naturel. Les animaux observés réagissent différemment vis-à-vis de la lumière mais l'éclairage par phares induit généralement de la vigilance de la part de la faune sauvage, entraînant parfois la fuite des individus. De manière générale, la pollution lumineuse et la pollution sonore induites par le véhicule forestier peuvent induire des externalités négatives sur la faune nocturne.

La question d'égalité dans la probabilité qu'une espèce soit recensée peut se poser. En effet, chaque espèce va réagir de manière différente par rapport à l'arrivée d'un véhicule forestier moteur tournant et phares déployés. Certaines espèces vont prendre la fuite avant même l'observation possible, tandis que d'autres, en fonction du milieu et de la taille de l'individu, seront dissimulées par le paysage. La détection dépend également de la présence du « *Tapetum lucidum* » chez les espèces et de son niveau de développement. Enfin, les espèces à mœurs nocturnes sont favorisées par la méthode de comptage aux phares.

3.1.2 Perspectives

Une perspective concerne la **mise à jour régulière des fiches de recensement** (exemple de fiche en Annexe 3).

Si l'occupation du sol ou la disposition des parcours change, il faut s'assurer de la bonne correspondance entre la réalité et la fiche. En général, la qualité des fiches de recensement peut être améliorée afin d'assurer une précision absolue pour la localisation des observations de l'espèce Cerf, mais également du Chat sauvage, du Putois ainsi que de la Martre, qui doivent faire l'objet d'une localisation directe sur la carte du parcours (SPW, 2023).

Ces espèces font partie de la directive « Habitats » à rapportage obligatoire, conformément à l'article 17.

Une deuxième perspective est d'envisager, selon la faisabilité, **l'utilisation de véhicules électriques**. Leur aspect silencieux pourrait probablement diminuer le dérangement de la faune sauvage.

Ensuite, afin d'augmenter la détectabilité lors des recensements nocturnes, l'utilisation de caméras thermiques est à envisager. Leur utilisation pourrait potentiellement diminuer l'impact de la pollution lumineuse causée par les phares.

Enfin, il faut être en mesure d'assurer la **bonne réalisation du comptage contradictoire**, qui réunit l'administration publique d'une part, et les chasseurs d'autres part. Des contrôles réguliers peuvent être menés pour respecter cette condition.

3.2 Indice d'Abondance Relative (RAI)

A l'inverse de la méthode INA où une tendance peut être analysée chaque année, le dispositif de 66 caméras installées cette année est une première sur le secteur 1 de l'UGCSH.

Les résultats obtenus dans le cas de notre étude constituent par conséquent une première approche de la méthode, et ils ne permettent pas d'établir des conclusions pertinentes et fiables sur les densités de population relatives à chaque espèce.

L'approche est donc majoritairement comparative. D'une part, les valeurs des RAI par espèce peuvent être comparées et discutées en fonction du secteur INA. D'autre part, les valeurs des RAI peuvent être mises en relation avec les valeurs des INA, dans le but d'étudier la relation potentielle entre les deux méthodes.

De manière globale, les RAI les plus élevés ont été obtenus pour les trois espèces de grand gibier (Cerf, Chevreuil et Sanglier), ce qui rejoint les résultats des INA. Cependant, le Sanglier possède les valeurs de RAI les plus hautes, suivi par le Cerf et le Chevreuil. Cette méthode de recensement semble dès lors mieux convenir au Sanglier, puisque sa détection est moins dépendante de la couche réfléchissante « *Tapetum lucidum* », mais bien dépendante de l'angle et de la portée de détection du capteur.

Des études menées sur le recensement du Sanglier par pièges photographiques mettent en avant les avantages de cette méthode pour l'estimation de densités de population (Palencia et al. 2023; Romani et al. 2018; Passon et al. 2012).

Concernant l'espèce Cerf :

- Les valeurs des RAI sont élevées au niveau des secteurs « D », « K », et « I », ce qui ne coïncide pas avec les secteurs où les valeurs des INA sont les plus élevées (à l'exception du secteur « K »). A l'inverse, les secteurs « A » et « E » sont les deux secteurs derniers au classement, en termes de RAI et d'INA. Néanmoins, il est nécessaire d'analyser ces classements avec du recul. En effet, les secteurs « A » et « E » sont échantillonnés respectivement par quatre et cinq caméras, alors que le secteur « K » contient sur son secteur onze caméras. En parallèle, les parcours INA « A » et « E » font partie des plus courts, ce qui peut expliquer de faibles valeurs INA. Ces facteurs peuvent donc influencer les recensements ou le nombre de détection, ce qui peut perturber les résultats finaux.
- La répartition des cerfs en fonction du stade de vie de l'espèce présente une différence marquée au niveau des non-boisés. 600 individus non-boisés ont été identifiés grâce aux INA, pour 200 individus environ par caméra traps. Cette différence peut être due à une mauvaise classification lors du traitement des images, à l'angle de détection de la caméra ou tout simplement des passages d'animaux en dehors des points d'échantillonnages des caméras.

Pour évaluer la relation entre les valeurs RAI et INA, des régressions linéaires ont été effectuées par secteur INA pour les 5 espèces principales. Pour la majorité des secteurs INA (8/11), la relation entre les valeurs du RAI et des INA est positive, ce qui signifie qu'une augmentation des INA entraîne une augmentation des valeurs RAI. Néanmoins, les statistiques obtenues ne permettent pas de confirmer la qualité des régressions, ni de déterminer si il existe une relation significative entre les deux méthodes. L'étude menée par *Romani et al.* (2018) sur l'estimation des densités de chevreuils a quant à elle mis en avant l'efficacité comparable des méthodes de comptages par caméra traps et par comptage en voiture grâce à des tests de corrélation hautement significatifs.

L'utilisation de pièges photographiques permet enfin la détection d'espèces de tailles variables, des plus petites aux plus grandes, et d'espèces aux mœurs diurnes et nocturnes. Les détections du Mulot sylvestre ou encore de la Mésange charbonnière, en passant par le Chat sauvage jusqu'au Cerf affirment ce paramètre.

3.2.1 Limites

En ce qui concerne les limites, la méthode peut être dépendante des conditions environnementales et météorologiques susceptibles d'altérer la récolte de données. La condensation de l'eau sur la lentille par temps pluvieux ou neigeux peut rendre les photos floues et compromettre l'identification des espèces. Un autre exemple est la présence d'araignées au sein du boîtier ou d'autres insectes qui perturbent et obturent le capteur.

Une limite importante est la résistance des caméras face aux différentes conditions météorologiques. Elles doivent être étanches pour faire face aux intempéries et pouvoir résister au froid afin de conserver la batterie des piles le plus longtemps possible.

Il faut être en possession de caméras performantes et il n'est pas impossible de se retrouver avec du matériel défaillant, qui peut engendrer le risque de faux négatifs (non-déclenchements de la caméra malgré le passage d'un sujet devant celle-ci) ou de faux positifs (déclenchements erronés et non désirés de l'appareil photo).

La présence de caméras peut également faire l'objet de dégradation, tant animale qu'humaine. Il est également très fréquent que du matériel soit volé, ce qui engendre la perte de l'ensemble des données enregistrées. La mise en place d'un boîtier de protection avec cadenas est par conséquent primordiale pour dissuader le vol.

Pour être certain d'obtenir des informations pertinentes et obtenir des tendances, il est nécessaire que les études soient menées sur une certaine durée et répétées sur plusieurs années.

3.2.2 Perspective

Une première piste d'amélioration pour les calculs du RAI concerne **l'intégration d'un temps d'indépendance**. Lorsqu'une caméra se déclenche à la suite d'un passage, elle capture instantanément plusieurs images. Cette série d'images issue d'un même individu ne fait donc pas référence à deux événements indépendants. Le temps d'indépendance prend toute son importance lorsqu'une certaine durée s'écoule entre deux déclenchements successifs d'une même espèce, sans être en mesure d'affirmer qu'il s'agisse du même individu.

Concernant l'imposition du temps d'indépendance, celui-ci n'est pas universel. En effet, certaines études le fixent à 30 minutes, quand d'autres le fixent à une journée entière. De manière générale, le temps d'indépendance est fixé de manière arbitraire en fonction des connaissances sur l'espèce étudiée.

Une deuxième perspective est l'estimation de la densité des populations animales. Pour ce faire, **l'utilisation du REM**, « *Random Encounter Model* » pourrait être envisagée. Cette technique repose sur la modélisation de rencontres aléatoires entre des animaux en mouvement et des pièges photographiques statiques. Différentes variables influencent le taux

de rencontre, notamment les caractéristiques intrinsèques de la caméra (rayon et angle de détection, distance maximale de détection). L'avantage principal du modèle REM est qu'il ne se base pas sur la reconnaissance individuelle de chaque individu pour établir une densité de population (Palencia et al. 2022).

Enfin, un des nombreux avantages de cette méthode de recensement est l'aspect non invasif et non intrusif pour la collecte de données sur les populations animales. Cependant, le dérangement des animaux par cette méthode n'a pas fait l'objet d'études concrètes. Lors de l'encodage des observations sur la plateforme *Agouti*, il serait dès lors intéressant de faire des **statistiques sur le type de comportement** du gibier au moment de son passage devant la caméra.

VI. Conclusion générale

Ce travail de fin d'études a été mené dans l'optique de pouvoir répondre à deux objectifs précis. L'analyse comparative des résultats d'inventaire spécifique pour l'espèce Cerf entre l'Indice Nocturne d'Abondance (INA) et la méthode caméra trap (CT) à l'échelle d'un territoire bien défini a constitué le premier objectif.

Le second objectif a été de comparer les deux méthodes de recensement sur l'aspect financier en intégrant l'ensemble des composantes susceptibles d'influencer l'analyse des coûts. L'objectif global de cette étude est donc de proposer une première approche comparative sur deux aspects de méthodes de recensement et d'évaluer la possibilité que la méthode CT remplace, dans le futur, la méthode INA. L'étude réalisée s'inscrit dans un contexte de gestion des populations d'ongulés sauvages, dont la croissance de ces dernières années met en péril l'équilibre sylvocynégétique et la multifonctionnalité de la forêt.

Pour mener à bien cette analyse comparative, les données relatives à l'Indice Nocturne d'Abondance et aux pièges photographiques ont toutes été récoltées sur la même zone d'étude, à savoir le secteur 1 de l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert. Connu pour ses territoires giboyeux et soumis en partie aux Chasses de la Couronne, le secteur 1 constitue un site expérimental de choix pour la recherche scientifique appliquée.

Instaurée en 2010, la méthode de comptage nocturne aux phares ne se veut pas exhaustive sur le nombre absolu d'individus d'une espèce, mais repose plutôt sur l'estimation d'un indice d'abondance et l'évaluation d'une tendance interannuelle. Les résultats de la saison 2023 pour l'espèce Cerf sont légèrement en baisse par rapport à 2022, mais la tendance des dernières années est cependant toujours respectée. Les résultats des indices ont également été calculés à l'échelle des 11 secteurs INA et des 5 sous-secteurs cynégétiques, dans le but de mieux localiser la répartition spatiale des cerfs.

En parallèle à l'indice kilométrique, un indice d'occurrence, « l'indice d'abondance relative (RAI) », a été calculé grâce à la méthode de recensement par pièges photographiques. Dans le but d'échantillonner une surface équivalente à celle échantillonnée par les parcours nocturnes, un réseau de 66 pièges photographiques a été installé sur le secteur 1 pendant une période de trois mois (22 caméras actives par mois de recensement). Considérés aujourd'hui comme des outils polyvalents en matière de recherches et d'études écologiques, les pièges photographiques permettent, au-delà de l'espèce Cerf, un recensement multi-espèces.

Les comparaisons directes entre les deux indices ont été obtenues sur base de régressions linéaires pour les 11 secteurs INA. Elles n'ont cependant pas pu établir de relations suffisamment significatives entre les deux méthodes, à l'exception d'un secteur INA.

Néanmoins, certains secteurs, comme le « A » et le « E » semblent s'accorder sur une faible abondance de cerfs sur base des valeurs d'INA et de RAI relativement faibles.

Les deux méthodes, principalement destinées à étudier l'espèce Cerf, ont permis de recenser d'autres espèces, pour lesquelles des indices kilométriques et d'abondance ont également été calculés.

Outre les résultats d'inventaire spécifique, l'étude a porté sur la comparaison des coûts relatifs aux deux méthodes, en prenant en considération les coûts liés au matériel, au véhicule, au transport ainsi qu'au personnel. Bien que certains calculs aient nécessité l'application d'hypothèses, un ordre de grandeur a pu être obtenu pour les deux méthodes.

La méthode INA semble être nettement plus coûteuse sur base des calculs effectués. Les coûts élevés s'expliquent notamment par une main d'œuvre très importante et une nécessité de disposer de nombreux véhicules pour mener à bien les comptages aux phares. La méthode par pièges photographiques ne nécessite, quant à elle, que très peu de personnel pour sa mise en place, mais le traitement des données récoltées est lourd et demande du temps.

Le prix du matériel, que ce soit pour la méthode INA ou par pièges photographiques, représente initialement des coûts élevés mais qui s'amortissent sur le long terme.

L'étude réalisée dans ce mémoire constitue une première approche comparative entre les deux méthodes de recensement. Les limites ont été abordées, mais de nombreuses perspectives d'évolution ont été proposées dans le but d'améliorer la qualité de l'étude dans le futur, se basant sur le potentiel des deux méthodes.

En conclusion, nos calculs révèlent que la méthode de recensement par caméra traps est plus intéressante que la méthode INA d'un point de vue financier. Du point de vue de la pertinence des données scientifiques, les deux méthodes étudiées dans ce mémoire fournissent des indices différents. D'une part, la méthode INA permet d'obtenir un indice kilométrique et d'autre part, la méthode par pièges photographiques nous informe sur l'indice d'abondance d'une espèce. A notre échelle, la comparaison des deux méthodes ne permet donc pas d'affirmer si l'une des deux méthodes est, du point de vue scientifique, plus pertinente que l'autre pour estimer les dynamiques de population du Cerf en Région wallonne.

L'évaluation de la tendance des INA est possible depuis plusieurs années, ce qui n'est pas le cas de la méthode de recensement par pièges photographiques. Étant données les variations annuelles possibles dues aux paramètres identifiés dans ce mémoire, et les relations non significatives entre les résultats INA et CT, ces méthodes nous rappellent l'importance de travailler sur base de tendances, pertinentes dès la mise en place de comparaisons interannuelles.

Dans l'idéal, il serait donc intéressant d'instaurer un protocole de mise en place et de traitement des données bien défini pour le recensement par pièges photographiques afin d'évaluer, au bout de quelques années, une tendance des résultats en parallèle avec la méthode INA. De cette façon, le suivi sur le long terme permettrait de s'assurer que la méthode par pièges photographiques, financièrement plus avantageuse, puisse venir remplacer la méthode INA.

Bibliographie

Références bibliographiques

Assogbadjo, Bidossèssi Eliane Juliette, Achille Hounkpevi, Yao Sadaïou Sabas Barima, Ghislain Comlan Akabassi, Elie Antoine Padonou, Yao Charles Sangne, Achille Ephrem Assogbadjo, et Romain Glele Kakaï. 2022. « Diversité et état de conservation des espèces ligneuses alimentaires à la périphérie de la Forêt Classée de la Lama (Bénin) ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 15 (6): 2456-74. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v15i6.17>.

Ballon, Philippe, Jean-Pierre Hamard, et François Klein. 2005. « Importance des dégâts de cervidés en forêt. Principaux acquis et recommandations suite à la mise en place d'un observatoire national. » *Revue forestière française* 57 (5): 399-412. <https://doi.org/10.4267/2042/5061>.

Bemelmans V., 2023. LBIRF2202 - Cours de génie forestier. Université Catholique de Louvain.

Bertouille, Sabine, et Benoît Manet. 2017. « Le constat de tir ou de mortalité : des informations de qualité pour une exploitation pertinente des résultats ».

Bohoussou, Kouakou Hilaire, N'nan Ajoua Matie Josée Brou, Elie Bandama Bogui, Bertin Kouamé Akpatou, Kouakou Eliézer N'Goran, et Geneviève Lydie Acapovi-Yao. 2022. « Biodiversité urbaine : micromammifères terrestres de la commune de Man, Ouest de la Côte d'Ivoire ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 16 (2): 641-52.

Boulanger, V. 2010. « Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales: influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt ».

Boulanger, V, S Saïd, C Baltzinger, et J-L Dupouey. 2014. « Effets des populations de cervidés sur la biodiversité végétale ».

Bison, M., & Loison, A. (2022). Les ongulés sauvages de France métropolitaine. Ministère Ecologie
Energie
Territoires.
https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/efese_cgdd_rapport_ongules_sauvages_france_decembre2022.pdf

Boudraa, Wahiba, Zihad Bouslama, et Moussa Houhamdi. 2014. « Waterbird inventory and monitoring surveys of Boussedra Marsh (Annaba, Northeast Algeria) ». *Bulletin de la Societe Zoologique de France* 139 (janvier): 281-95.

Brownlee, Megan B., Camille H. Warbington, et Mark S. Boyce. 2022. « Monitoring Sitatunga (*Tragelaphus Spekii*) Populations Using Camera Traps ». *African Journal of Ecology* 60 (3): 377-85. <https://doi.org/10.1111/aje.12972>.

Bruhier, S Vanpeene, M L Moyne, et J J Brun. 1998. « La richesse spécifique: un outil pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion de l'espace - Application en Haute Maurienne (Aussois, Savoie) ».

Casaer, Jim, Tanja Milotic, Yorick Liefing, Peter Desmet, et Patrick Jansen. 2019. « Agouti: A Platform for Processing and Archiving of Camera Trap Images ». *Biodiversity Information Science and Standards* 3 (septembre): e46690. <https://doi.org/10.3897/biss.3.46690>.

Claessens, Hugues. 2016. « Quelques considérations pour adapter nos forêts aux changements climatiques. Université de Liège – Gembloux Agro-bio Tech. Silva Belgica.

Colwell, Robert K. s. d. « Biodiversity: Concepts, Patterns, and Measurement ». *Communities and Ecosystems*.

Corlatti, Luca, Lorenzo Fattorini, et Luca Nelli. 2015. « The Use of Block Counts, Mark-resight and Distance Sampling to Estimate Population Size of a Mountain-dwelling Ungulate ». *Population Ecology* 57 (2): 409-19

Cornillon, Pierre-André, et Éric Matzner-Løber. 2006. *Régression: Théorie et Applications*. Statistiques et Probabilités Appliquées. Paris Berlin Heidelberg [etc.]: Springer.

Ferretti, Francesco, Lorenzo Lazzeri, et Niccolò Fattorini. 2023. « A Test of Motion-sensitive Cameras to Index Ungulate Densities: Group Size Matters ». *The Journal of Wildlife Management* 87 (3): e22356. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22356>.

Fichant, Roger. 2003. *Le cerf: biologie, comportement, gestion*. Le gerfaut.

Fonteyn, Davy, Fructueux Houngebegnon, et Philippe Lejeune. 2019. « Les pièges photographiques, un outil d'inventaire 2.0 : »

Garel, Mathieu, Christophe Bonenfant, Jean-Luc Hamann, François Klein, et Jean-Michel Gaillard. 2010. « Are Abundance Indices Derived from Spotlight Counts Reliable to Monitor Red Deer *Cervus Elaphus* Populations? » *Wildlife Biology* 16 (1): 77-84.

Guidosse, Quentin. 2019. « Développement d'un indice de fréquentation touristique grâce aux camera traps et aux réseaux neuronaux convolutionnels ».

Guiraud, Christian. 1981. « Sur la chasse en forêt en Europe ». *Revue forestière française* 33 (6): 514-21. <https://doi.org/10.4267/2042/21538>.

Hamann, J., Bonenfant, C., Michallet, J., Holveck, H., Klein, F., & Garel, M. (2011). L'indice nocturne : un indicateur des variations d'abondance des populations de cerfs. Faune sauvage.

Harlez, Tristan De. 2023. « INVENTAIRE DE MAMMIFÈRES PAR PIÈGES PHOTOGRAPHIQUES EN WALLONIE ET OPTIMISATION DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ».

Hubert, Alix. 2019. « « Forcés à tuer » : les chasseurs ardennais face au plan de tir cervidés ». *Revue Forestière Française*, n° 4: 381. <https://doi.org/10.4267/2042/70814>.

JADOUL G., 2018. *Conférence « Le Cerf »*. <http://www.lys-nature.dafun.com/page83.html>, consulté en août 2023

Kucera, Thomas E., et Reginald H. Barrett. 2011. « A History of Camera Trapping ». In *Camera Traps in Animal Ecology*, édité par Allan F. O'Connell, James D. Nichols, et K. Ullas Karanth, 9-26. Tokyo: Springer Japan. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_2.

Lafaye de Micheaux, Pierre, Rémy Drouilhet, et Benoît Liquet. 2014. *Le logiciel R: maîtriser le langage, effectuer des analyses (bio)statistiques*. 2e éd. Statistique et probabilités appliquées. Paris Berlin Heidelberg [etc.]: Springer.

Laurent, C. 2003. « Gestion forestière et changement climatique en Wallonie, Belgique ».

Lezaca-Rojas S, 2017. *Quel pourrait être l'impact du retour du loup sur les animaux proies en Wallonie ?* Cercle des Naturalistes de Belgique. L'Érable, N°3/2017

Licoppe.A, et Lievens.J. 2003. « TÉLÉMÉTRIE ET UTILISATION DE L'HABITAT CHEZ LE CERF ».

Licoppe, Alain M. 2006. « The Diurnal Habitat Used by Red Deer (*Cervus Elaphus* L.) in the Haute Ardenne ». *European Journal of Wildlife Research* 52 (3): 164-70.

Licoppe, Alain, et Roger Herman. s. d. « Observation et suivi d'une population de cerfs en Hertogenwald ».

Licoppe.A, Lievens.J .s.d. Utilisation de la plaine agricole par le Cerf élaphe et effets sur les résultats de comptages aux phares : cas des prairies de la Vesdre en Hertogenwald (B)

Licoppe, Alain, Céline Malengreaux, Valérie Duran, et Sabine Bertouille. 2018. « Le plan de tir « cerf » en Wallonie ».

Licoppe, Alain, Julien Lievens, et Sabine Bertouille. 2010. « BILAN MÉTHODOLOGIQUE DES MÉTHODES DE COMPTAGE DU CERF ».

Lievens, Julien. 2023. « Analyse comparative des phares à ampoule LED pour le comptage de la faune sauvage ».

Malgras, J., et Daniel Maillard. 1996. *Spectral analysis and population biology: Analysis of red deer (*Cervus elaphus* L.) roaring activity*. 319 (janvier): 921-29.

Marcon, Eric. s. d. 3 Mesures neutres de la diversité (α) ou (γ) | Mesures de la Biodiversité. Consulté le 12 janvier 2024. <https://github.com/EricMarcon/MesuresBioDiv2/chap-MesuresNeutres.html>.

McCallum, Jamie. 2013. « Changing Use of Camera Traps in Mammalian Field Research: Habitats, Taxa and Study Types ». *Mammal Review* 43 (3): 196-206. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2012.00216.x>.

Meek, P. D., et A. Pittet. 2012. « User-Based Design Specifications for the Ultimate Camera Trap for Wildlife Research ». *Wildlife Research* 39 (8): 649. <https://doi.org/10.1071/WR12138>.

Meier, Allison. 2016. « The First Flash Photographs of the Natural World At Night ». Hyperallergic. 25 janvier 2016.

Milotic, Tanja, Yorick Liefting, Jim Casaer, Jansen Patrick & Desmet Peter. 2019. « Agouti: A Platform for Processing and Archiving Camera-Trap Images ».

Morellet, Nicolas. 2008. « La gestion des grands herbivores par les indicateurs de changement écologique ».

Mouillot, D., et Alain Leprêtre. 1999. « A Comparison of Species Diversity Estimators ». *Population Ecology* 41 (2): 203-15. <https://doi.org/10.1007/s101440050024>.

Moussa, Loukmane, Ibouiraïma Yabi, et Ismaïla Toko Imorou. 2017. « Diversité Floristique Et Usages Des Ligneux Le Long Des Couloirs De Transhumance Dans La Commune De Savè Au Centre Bénin ». *European Scientific Journal* 13 (3). <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v13n2p400>.

Mumme, Steffen, Arthur D. Middleton, Paolo Ciucci, Johannes De Groeve, Andrea Corradini, Ellen O. Aikens, Federico Ossi, et al. 2023. « Wherever I May Roam—Human Activity Alters Movements of Red Deer (*Cervus Elaphus*) and Elk (*Cervus Canadensis*) across Two Continents ». *Global Change Biology* 29 (20): 5788-5801. <https://doi.org/10.1111/gcb.16769>.

Newey, Scott, Paul Davidson, Sajid Nazir, Gorrry Fairhurst, Fabio Verdicchio, R. Justin Irvine, et René Van Der Wal. 2015. « Limitations of Recreational Camera Traps for Wildlife Management and Conservation Research: A Practitioner's Perspective ». *Ambio* 44 (S4): 624-35. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0713-1>.

Palencia, Pablo, Patricia Barroso, Joaquín Vicente, Tim R. Hofmeester, Javier Ferreres, et Pelayo Acevedo. 2022. « Random Encounter Model Is a Reliable Method for Estimating Population Density of Multiple Species Using Camera Traps ». Édité par Marcus Rowcliffe et Anthony Caravaggi. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8 (5): 670-82. <https://doi.org/10.1002/rse2.269>.

Palencia, Pablo, Rachele Vada, Stefania Zanet, Mara Salvini, Andrea De Giovanni, Giacomo Gola, et Ezio Ferroglio. 2023. « Not Just Pictures: Utility of Camera Trapping in the Context of African Swine Fever and Wild Boar Management ». Édité par Nan-Hua Chen. *Transboundary and Emerging Diseases* 2023 (février): 1-9. <https://doi.org/10.1155/2023/7820538>.

Palmer, Meredith S., Alexandra Swanson, Margaret Kosmala, Todd Arnold, et Craig Packer. 2018. « Evaluating Relative Abundance Indices for Terrestrial Herbivores from Large-scale Camera Trap Surveys ». *African Journal of Ecology* 56 (4): 791-803.

Pardons, Nicolas. Mémoire sur la détectabilité du cerf élaphe (s.d).

Passon, Christiane, Oliver Keuling, Denise Neubauer, Reinhild Gräber, et Jörg Brün. 2012. *Estimating wild boar (Sus scrofa) density using camera traps and distance sampling*.

Pellerin, Maryline, Aurélie Bessière, Daniel Maillard, Gilles Capron, Jean-Michel Gaillard, Jacques Michallet, et Christophe Bonenfant. 2017. « Saving Time and Money by Using Diurnal Vehicle Counts to Monitor Roe Deer Abundance ». *Wildlife Biology* 2017 (1): 1-10.

Pellerin, Maryline, Christophe Bonenfant, Mathieu Garel, Thierry Chevrier, Guillaume Queney, François Klein, et Jacques Michallet. 2014. *Dynamique de la population de cerfs du domaine national de Chambord : Analyse temporelle des indicateurs de changement écologique (ICE)*.

PELLERIN Maryline, LABARRERE Camille, MICHALLET Jacques, CHEVRIER Thierry, RICHARD Emmanuelle et GUIBERT Benoit, éditeurs (2016) – Vers une nouvelle gestion du grand gibier : les indicateurs de changement écologique, Actes du colloque tenu à Chambord (Loir-et-Cher) les 20 et 21 mai 2015. ONCFS - FONDATION FRANCOIS SOMMER - FNC , Paris, 167 pages.

Prévot, Céline, et Alain Licoppe. 2014. « COMPARAISON DE LA DISPERSION CHEZ LE CERF ET LE SANGLIER EN WALLONIE ».

PwC. Évaluation de l'impact de la chasse en Belgique. Novembre 2022, consulté sur le site : <https://www.chasse.be/files/files/20230420-Evaluation-de-l-impact-economique-de-la-chasse-en-belgique-novembre-2022-v20221130-final.pdf>

Ramirez, J. Ignacio, Patrick A. Jansen, et Lourens Poorter. 2018. « Effects of Wild Ungulates on the Regeneration, Structure and Functioning of Temperate Forests: A Semi-Quantitative Review ». *Forest Ecology and Management* 424 (septembre): 406-19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.016>.

Romani, Toni, Carmelinda Giannone, Emiliano Mori, et Stefano Filacorda. 2018. « Use of Track Counts and Camera Traps to Estimate the Abundance of Roe Deer in North-Eastern Italy: Are They Effective Methods? » *Mammal Research* 63 (4): 477-84. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0386-9>.

Rovero, F, F Zimmermann, D Bersi, et P Meek. 2013. « “Which Camera Trap Type and How Many Do I Need?” A Review of Camera Features and Study Designs for a Range of Wildlife Research Applications ».

Salvatori, M., J. De Groeve, E. Van Loon, B. De Baets, N. Morellet, S. Focardi, N. C. Bonnot, et al. 2022. « Day versus Night Use of Forest by Red and Roe Deer as Determined by Corine Land Cover and Copernicus Tree Cover Density: Assessing Use of Geographic Layers in Movement Ecology ». *Landscape Ecology* 37 (5): 1453-68. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01416-w>.

Sollmann, Rahel. 2018. « A Gentle Introduction to Camera-trap Data Analysis ». *African Journal of Ecology* 56 (4): 740-49. <https://doi.org/10.1111/aje.12557>.

SORDELLO R. (2012). *Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cerf élaphe (Cervus elaphus Linnaeus, 1758) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques*. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 20 pages.

Trolliet, Franck, Marie-Claude Huynen, Cédric Vermeulen, et Alain Hambuckers. 2014. « Use of Camera Traps for Wildlife Studies. A Review ». *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*.

WIDAR J., s.d. *Les dégâts de la faune sauvage en zone agricole : identification, prévention, gestion et indemnisation*. Service public de Wallonie, Direction générale de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement. Les livrets de l'agriculture, N°19.

Wallonie environnement – SPW, 2013-2014. Rapport Cerf

Wallonie environnement – SPW, 2014-2015. Rapport Cerf

Wallonie environnement - SPW, 2022-2023. Rapport Cerf

Sites internet

SITE 1 : « Agouti ». s. d.. <https://www.agouti.eu/>, consulté le 31 décembre 2023

SITE 2 : Georges Shiraz. Eyes that shine at night.
<https://henryetraymond.wordpress.com/2016/01/04/george-shiras-eyes-that-shine-at-night/>,
consulté le 26 mai 2023

SITE 3 : « Cerf élaphe (*Cervus elaphus*) ». 2022. Le portail technique de l’OFB. 30 avril 2022.
<https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-fiches-especes/cerf-elaphe-cervus-elaphus>, consulté le
25 novembre 2023

SITE 4 : « Daim européen (*Dama dama*) | Mammifères | Vertébrés | La biodiversité en
Wallonie ». s. d.. [http://biodiversite.wallonie.be/fr/dama-](http://biodiversite.wallonie.be/fr/dama-dama.html?IDD=50333812&IDC=324)
[dama.html?IDD=50333812&IDC=324](http://biodiversite.wallonie.be/fr/dama-dama.html?IDD=50333812&IDC=324), Consulté le 11 janvier 2024

SITE 5 : « Équilibre sylvocynégétique ». s. d. Site Internet du CNPF Hauts-de-France
Normandie. Consulté le 2 janvier 2024. [https://hautsdefrance-normandie.cnpf.fr/gestion-](https://hautsdefrance-normandie.cnpf.fr/gestion-durable-des-forets/multifonctionnalite/equilibre-sylvo-cynegetique)
[durable-des-forets/multifonctionnalite/equilibre-sylvo-cynegetique](https://hautsdefrance-normandie.cnpf.fr/gestion-durable-des-forets/multifonctionnalite/equilibre-sylvo-cynegetique), consulté le 15 juillet
2023

SITE 6 : Géoportail de la Wallonie. *Périmètres Des Conseils Cynégétiques*. s. d.
<http://geoportail.wallonie.be/catalogue/6a326e27-0df8-4e25-9569-16d093b8d8af.html>,
Consulté le 20 juillet 2023.

SITE 7 : *La nouvelle carte de la chasse en Wallonie*. La Libre.be.
[https://www.lalibre.be/belgique/2003/07/31/la-nouvelle-carte-de-la-chasse-en-wallonie-](https://www.lalibre.be/belgique/2003/07/31/la-nouvelle-carte-de-la-chasse-en-wallonie-73FRTEX6XVC4TCP5UJ3W46GYEY/)
[73FRTEX6XVC4TCP5UJ3W46GYEY/](https://www.lalibre.be/belgique/2003/07/31/la-nouvelle-carte-de-la-chasse-en-wallonie-73FRTEX6XVC4TCP5UJ3W46GYEY/), consulté le 18 juillet 2023.

SITE 8 : « L’échantillonnage pour l’étude de la biodiversité ». s. d. Planet-Vie. [https://planet-](https://planet-vie.ens.fr/thematiques/ecologie/l-echantillonnage-pour-l-etude-de-la-biodiversite)
[vie.ens.fr/thematiques/ecologie/l-echantillonnage-pour-l-etude-de-la-biodiversite](https://planet-vie.ens.fr/thematiques/ecologie/l-echantillonnage-pour-l-etude-de-la-biodiversite), Consulté
le 11 janvier 2024

SITE 9 : « Liste des espèces de la Directive “Habitats” en Wallonie | Natura 2000 | La
biodiversité en Wallonie ». s. d.. [http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-des-especes-de-la-](http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-des-especes-de-la-directive-habitats-en-wallonie.html?IDD=1671&IDC=832)
[directive-habitats-en-wallonie.html?IDD=1671&IDC=832](http://biodiversite.wallonie.be/fr/liste-des-especes-de-la-directive-habitats-en-wallonie.html?IDD=1671&IDC=832). Consulté le 14 juillet 2023

SITE 10 : ONCFS. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage– Direction des Études et
de la Recherche. Fiche habitat : le cerf élaphe. [https://www.fdc06.fr/wp-](https://www.fdc06.fr/wp-content/uploads/2009/07/cerf_elaphe.pdf)
[content/uploads/2009/07/cerf_elaphe.pdf](https://www.fdc06.fr/wp-content/uploads/2009/07/cerf_elaphe.pdf), consulté le 25 juillet 2023.

SITE 11 : « Qu'est-ce que l'amortissement ». s. d. BDC.ca. <https://www.bdc.ca/fr/articles-outils/boite-outils-entrepreneur/gabarits-documents-guides-affaires/glossaire/frais-d-amortissement>, consulté le 24 décembre 2023.

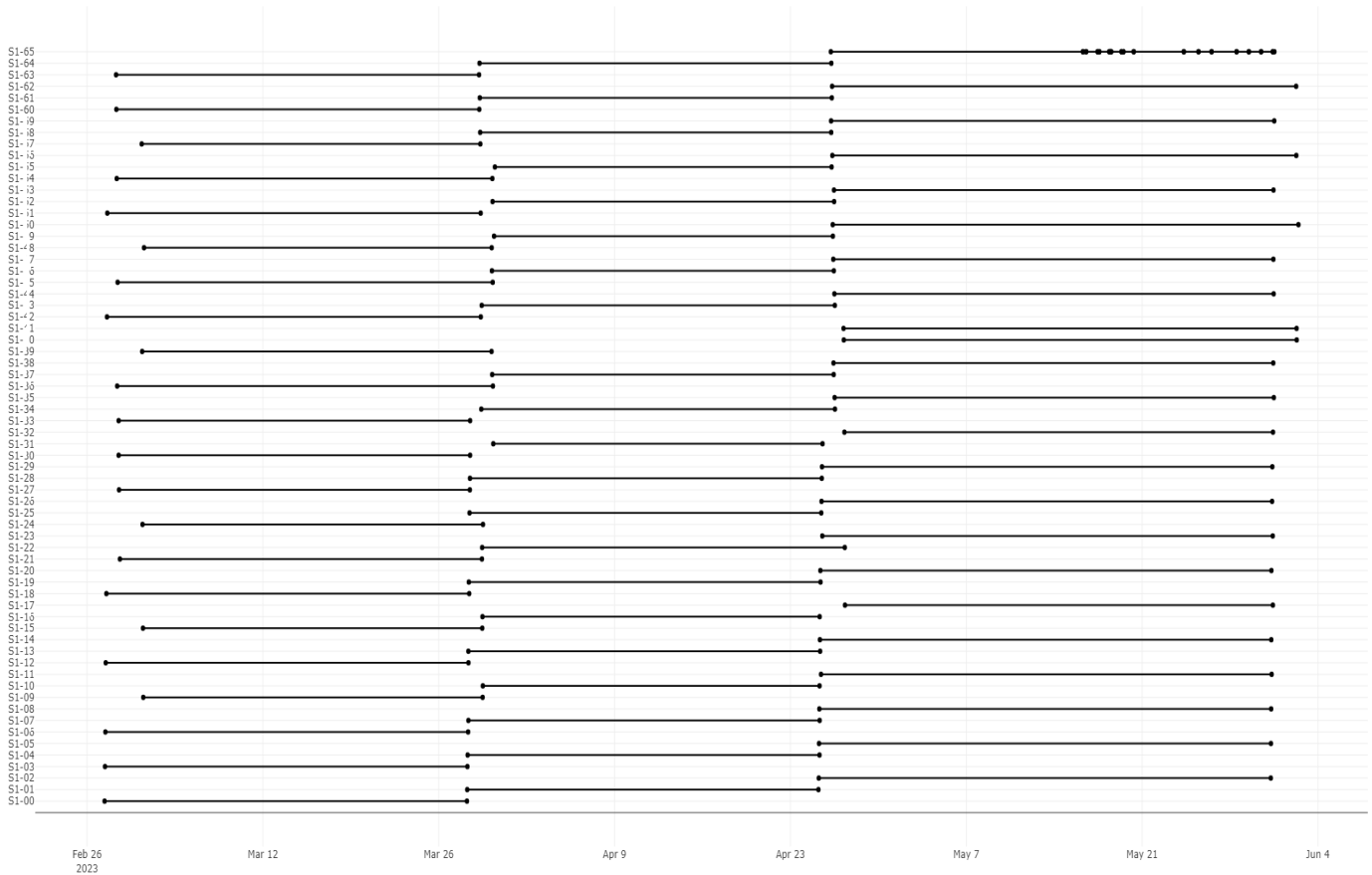
SITE 12 : « Réguler cerfs et sangliers? À la fois essentiel et complexe ». 2019. Le Sillon Belge. 31 juillet 2019. <https://www.sillonbelge.be/4606/article/2019-07-31/reguler-cerfs-et-sangliers-la-fois-essentiel-et-complexe>, consulté le 21 juillet 2023

SITE 13 : Master plan 2020-2040. <https://www.nassonia.be/assets/files/Masterplan-Nassonia.pdf>, consulté le 10 janvier 2024

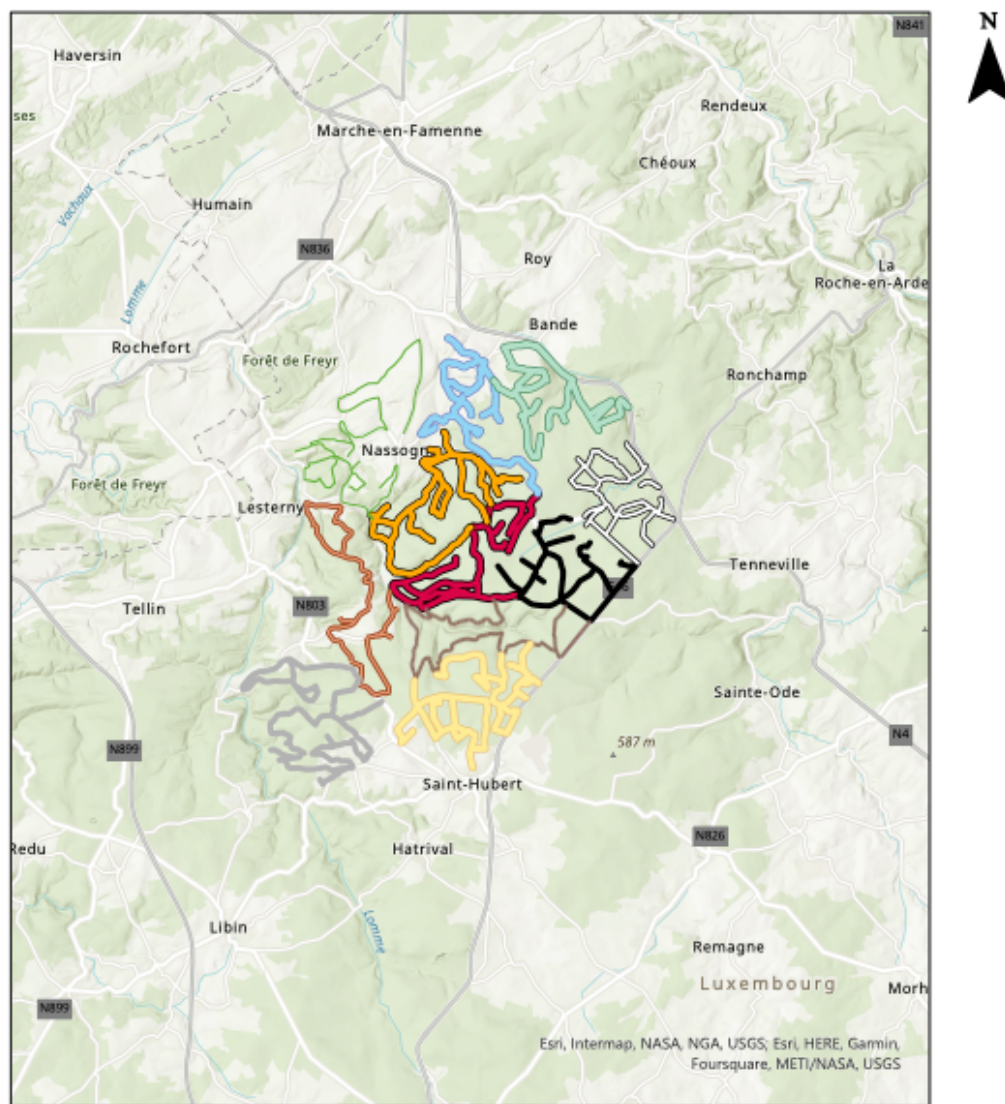
SITE 14 : <https://www.sillonbelge.be/1038/article/2017-07-24/rencontre-avec-thierry-petit-garde-forestier-la-chasse-est-necessaire-au>, consulté le 13 juillet 2023

Annexes

Annexe 1 : Effort d'échantillonnage par caméra



Annexe 2 : Cartographie des parcours INA



Légende

Parcours2023_UGCSH1

Nom

- UGCSH_Secteur_01_A
- UGCSH_Secteur_01_B
- UGCSH_Secteur_01_C
- UGCSH_Secteur_01_D
- UGCSH_Secteur_01_E
- UGCSH_Secteur_01_F
- UGCSH_Secteur_01_G
- UGCSH_Secteur_01_H
- UGCSH_Secteur_01_I
- UGCSH_Secteur_01_J
- UGCSH_Secteur_01_K

Auteur : Sébastien Steimes
Date : Août 2023

Annexe 3 : Exemple d'une fiche de recensement

Formulaire Comptage aux phares

Chaque équipe respecte scrupuleusement le parcours indiqué sur carte.

Si observation Cerf en plaine agricole : cocher la case !

Conseil cynégétique / Cantonnement : UCCM

Nom du Parcours ou Secteur : NASSOIN

Date : 4/04/23

Conditions météo : OK (bonnes / moyennes)

Observateurs : D. Rebe, P. Weber, S. Abbas

Nombre de phares opérationnels : 2 (1 ou 2)

Heure de départ : 21 h 57 Heure d'arrivée : 1 h 03

Si indication Cerf hors parcours : cocher la case !

observations à reporter sur carte

CERF	Heure	Lieu	Plaine	Non-boisés	Daguets	Mâles > 1 an	Indéterm.	TOTAL	Rem
	22h40	A					2	2	
	23h05	B					2	2	
	23h40	C	X	6				6	
	23h50	D	X	7				7	
	00h05	E		2				2	
	00h40	F		4				4	
		G							
		H							
		I							
		K							
		L							
		M							
		N							
		O							
		P							
		Q							
		R							
		S						22	

Vus sur le parcours :

brocards	chevrettes	indéterminés	total
chevreuil 4	 7	 5	16
adultes	marcassins	indéterminés	total
sanglier 2	 9		11

daim 	mouflon 	lièvre 1 ①
renard ②	chat sauvage* 	chat haret
blaireau 	martre* 	putois* 1 ①
castor 	chien viverrin 	lapin
		autres

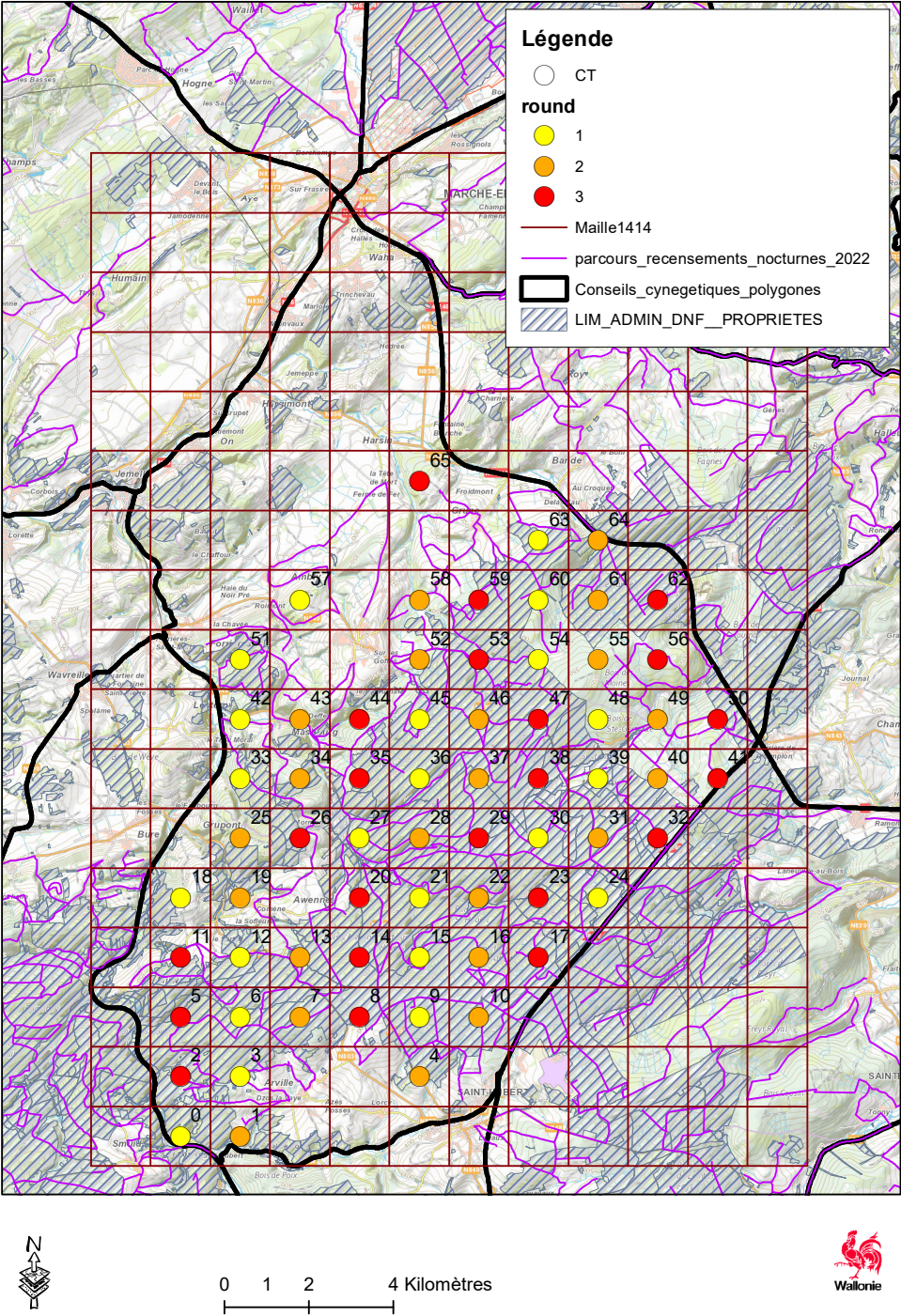
* Pour ces 3 espèces, merci de les renseigner sur la carte, en plus des animaux de l'espèce Cerf

Noms et signatures : Pour le Conseil cynégétique : [Signature] Pour le DNF : [Signature]

Edition 2015



Annexe 4 : Maille d'échantillonnage théorique des 66 CT



Annexe 5 : Mode opératoire de l'INA

Le soir de l'INA, les quatre personnes qui assistent au même recensement préparent et vérifient que le matériel soit opérationnel. Le personnel s'équipe des phares lumineux et vérifie une dernière fois que ceux-ci fonctionnent correctement. Avant de débiter le parcours, chaque personne se voit attribuer un rôle précis à maintenir durant la totalité du recensement :

- 3) Un conducteur qui possède une connaissance approfondie du parcours
- 4) Un passager à l'avant qui note l'ensemble des informations et qui aide à l'identification des animaux
- 5) Deux observateurs à l'arrière du véhicule, munis chacun d'un phare qui éclaire un coté du circuit et munis de jumelles. **(Fiche méthodologique INA).**

Le moment venu, il est important de respecter les consignes suivantes :

- 6) Attendre qu'il fasse nuit noire pour démarrer afin de permettre aux animaux de rejoindre leur gagnage. Ces horaires correspondent aux pics d'activités principaux des animaux. **(Licoppe, Malengreaux et fiche technique INA) ;**
- 7) Respecter le tracé du parcours et adapter la vitesse en fonction du milieu (entre 10 à 20km/h). **(Licoppe, Malengreaux) ;**
- 8) Utiliser les 2 phares simultanément et balayer le paysage tout au long du parcours **(SPW, 2023) ;**
- 9) Ne pas allumer les phares liés à l'observation si le véhicule doit procéder à un aller-retour.
- 10) Ne pas éclairer le parcours du voisin
- 11) Identifier et dénombrer les différentes espèces à l'aide de jumelles, véhicule à l'arrêt mais moteur tournant
- 12) Distinguer, dans la mesure du possible, sexe et âge des individus
- 13) Compléter la fiche de recensement après une observation, et indiquer l'heure de l'observation

Une fois que ces mesures sont expliquées et comprises par les participants, le recensement peut débiter. Pendant tout le trajet (durée variable en fonction de la longueur du parcours et du nombre d'observations) la vitesse d'avancement doit être située aux alentours de 15 km/heure pour permettre d'optimiser la probabilité d'observation mais également en cas de passage inattendu de gibier au travers de la route. Les animaux sont généralement repérés à l'œil nu, grâce aux reflets des phares dans leurs yeux. A chaque détection, le véhicule est

immobilisé et positionné au mieux afin que les différents observateurs confirment et complètent l'identification des individus à l'aide de jumelles. (Fiche technique INA). Les rencontres avec l'espèce Cerf sont détaillées plus en profondeur : les observations sont reportées sur une carte IGN, la taille et la composition du groupe (faons, biches, bichettes, cerfs, ou non identifiés) sont mis en évidence sur la fiche de recensement (voir Annexe) et des remarques potentielles peuvent être ajoutées. Une fois que le groupe est identifié dans son ensemble, le véhicule repart pour éviter que les individus ne fuient vers une autre zone, ce qui pourrait provoquer un double comptage.

Pour optimiser les détections d'animaux, il est important d'orienter les phares vers l'avant du véhicule, dans un angle compris entre l'extérieur du rétroviseur et la perpendiculaire du véhicule (angle d'environ 45°C). (Fiche technique INA). Il faut veiller à ne pas diriger directement le phare sur le rétroviseur pour ne pas nuire à la visibilité du conducteur.

- Une fois le recensement terminé, il est important de vérifier que le formulaire est entièrement complété (date, noms des participants et du parcours). Les conditions météorologiques sont également notées pour distinguer les parcours sur lesquelles elles étaient optimales (nuit claire, dégagée, sans pluie ou pluie fine) de ceux effectués dans des conditions moins favorables.
- Le matériel est stocké pour permettre son utilisation lors des séances suivantes et tout matériel défectueux doit être signalé au responsable. Les chiffres ne peuvent pas être modifiés pour sur ou sous-estimer le nombre d'individus. L'ensemble des fiches est géré par le responsable du cantonnement et des copies sont ensuite envoyées au DEMNA, pour l'analyse et l'interprétation des résultats.

Annexe 6 : Caméra trap utilisée pour l'étude



- **Phares Light Force & ampoules halogènes** : Les phares lumineux permettent d'éclairer la faune sauvage dans le noir et sont donc primordiaux lors des INA. Une voiture est équipée de deux phares portatifs maniés par les passagers arrière qui balayent le paysage à la recherche du gibier et de la faune sauvage. Pour le moment, ce sont des phares aux ampoules halogènes qui sont utilisés, mais il y a actuellement des essais afin de passer à une utilisation d'ampoules LED. L'utilisation d'ampoules LED possède certains avantages par rapport aux halogènes, comme une durée de vie nettement plus longue et une efficacité énergétique plus intéressante. Le prix, plus élevé, est généralement compensé grâce à la longue durée de vie.
- **Pinces crocodiles** : Ces pinces jouent le rôle de transmission d'énergie. Elles connectent la batterie du véhicule à un boîtier qui alimentent ensuite les phares Light Force.
- **Jumelles** : Les jumelles sont indispensables lors de recensements nocturnes, puisqu'elles vont permettre d'aider à l'identification précise des individus observés. Il existe énormément de jumelles différentes, mais les paramètres importants à considérer sont le grossissement et le diamètre d'objectif des jumelles. Au plus le premier est élevé, au plus l'animal semble proche. Au plus le diamètre est grand, au plus les jumelles laissent entrer de la lumière. Ces 2 paramètres définissent ensuite la pupille de sortie, calculé en divisant le diamètre de l'objectif par le grossissement. Plus elle est élevée, plus les jumelles sont lumineuses et conviennent donc à des recensements nocturnes. Avec une pupille de sortie de 5, les jumelles sont parfaites pour observer au crépuscule. (Ref prix : (Boudraa, Bouslama, et Houhamdi 2014)). J'ai considéré les jumelles Nikon Prostaff 10x50 (<https://www.photogalerie.com/nikon-prostaff-5-10x50>) comme étant des bonnes jumelles pour ces recensements. Malgré tout, le personnel du SPW est souvent équipé de jumelles Swarovski, nettement plus chères.
- **Fiche de recensement** : Les fiches de recensement sont composées de deux feuilles différentes. L'une d'entre elles permet d'encoder le nombre d'individus de chaque espèce observée, tandis que l'autre correspond à la carte IGN du parcours afin de

situer les observations de *Cervus elaphus*, *Martes*, *Felis sylvestris* et *Mustela putorius*.
Le prix d'impression des fiches de recensement est négligeable dans le coût total.

Détails des coûts relatifs au matériel photographique :

- **Caméra Trap** : le matériel le plus couteux est incontestablement la caméra trap. Une unité du modèle KG695 coûte plus ou moins 175€, ce qui, multiplié par 25 caméras, représente un total de 4375€. Bien que seulement 22 caméras soient déployées en même temps, il est important de prévoir du matériel supplémentaire dans le cas où certaines unités seraient en mauvais état de fonctionnement. C'est pour cette raison que l'ensemble des calculs effectués se base sur un échantillonnage de 25 caméras.
- **Boitier de sécurité** : les caméras sont protégées par un boitier de sécurité, vendu 25€ pièce, pour un prix total de 625€ (ref prix : site Keepguard).
- **Piles** : Ensuite, dans le cas de la caméra KG695, l'alimentation en énergie se fait via un système de 8 piles AA. Les piles lithium ont été préférées aux piles alcalines pour différentes raisons. Premièrement, les piles au lithium bénéficient d'une durée de vie jusqu'à 7 fois plus longue que les piles alcalines. Ensuite, à poids égal, les piles au lithium, grâce leur densité d'énergie élevée, délivrent plus d'énergie que les piles alcalines. Enfin, elles sont plus résistantes aux conditions extrêmes de température. Les piles lithium peuvent en effet être opérationnelles sous des températures allant de -40°C à +60°C, là où les piles alcalines risquent de tomber à plat plus rapidement en-deçà des -10°C. Bien qu'en Belgique les températures atteignent rarement ces extrêmes, elles peuvent néanmoins tomber très bas pendant la nuit en février et mars (début de la partie expérimentale). S'assurer d'avoir des piles résistantes permet également de diminuer le nombre de visites sur site nécessaire pour vérifier que les caméras soient toujours alimentées en énergie.

Concernant la différence de prix, l'achat de 4 piles alcalines AA de marque « VARTA » coûte environ 3,3€ (0,83€ la pile), tandis que 4 piles lithium de la même marque coûte 10€ (2,5€ la pile).

Cette différence de prix se fait principalement ressentir lors de l'achat en grande quantité. L'achat de 8 piles alcalines pour une caméra revient à 6,6€ soit 165€ pour 25 caméras. La différence de prix est donc de : 500€ (utilisation de pile au lithium)-165€ = 335€.

- **Carte SD** : l'élément essentiel qui permet d'enregistrer et de stocker les données numériques. La plus grande capacité prise en charge par la caméra KG695 est une carte de 64GB. Dans le cas de notre étude, nous avons inséré des cartes de 32GB au sein des caméras, pour un prix par carte SD d'environ 15€. Le prix total pour les 25 caméras est de 375€. Une carte SD de 32GB sera logiquement moins cher qu'une carte SD 64GB, mais elle pourra contenir moins de clichés. Cependant, nous n'avons pas rencontré le problème d'une carte SD pleine pour chaque mois de recensement. (Ref prix : Vanden borre).

Les cartes SD doivent également être de classe 10, ce qui signifie qu'elles offrent un débit d'écriture de 10Mo/s, nécessaire pour enregistrer une série de rafales de photos en haute qualité.

- **Chaîne** : pour maintenir et accrocher l'ensemble de la caméra à l'arbre, des morceaux de chaîne en acier d'une longueur moyenne de 1 mètre ont été utilisés. Le prix au mètre de la chaîne se situe aux alentours de 4€, pour un total de 100€. (Référence chaîne : Brico : Chaîne utilitaire Sencys acier argenté 3x1mm).
- **Cadenas** : afin de sécuriser au mieux l'ensemble du matériel contre le vol, l'utilisation de cadenas a été nécessaire sur chacune d'entre elles
- **GPSMAP GARMIN** : outil technologique indispensable pour placer les caméras au sein des massifs forestiers en parallèle à l'emplacement théorique sur carte papier. Le GPS est également nécessaire pour réencoder le réel emplacement des caméras et pouvoir mieux s'orienter pour aller les rechercher le mois d'après. Le prix d'un GPS GARMIN conforme à celui utilisé pour l'expérience est d'environ 400€, ce qui est non négligeable.
- **Mètre ruban** : cet outil est utile pour placer les caméras à la bonne hauteur pour assurer un recensement multi-espèces. Pour rappel, dans le cadre de cette expérience, cette hauteur est fixée à 50 centimètres au-dessus du sol. Le prix de cet outil, d'environ 5€ en fonction du modèle, est négligeable et n'a pas d'influence réelle sur le coût final.
- **Perceuse-visseuse** : outil permettant d'insérer et d'enlever les vis au sein du tronc de l'arbre lors de la mise en place et du désassemblage du piège photographique. Le

prix d'une bonne perceuse-visseuse par exemple de la marque Bosch, peut atteindre les 190 euros (source : Brico).

- **Ensemble de vis et d'écrous** : ensemble d'outils pour l'assemblage en boulons permettant d'assurer l'attachement et la jointure entre la chaîne en métal et le boîtier de sécurité de la caméra. Les prix sont négligeables dans le coût total de la méthode (environ 25€ pour un ensemble de vis, vis à tête hexagonale et écrou).

Annexe 8 : Résultats statistiques des régressions linéaires au niveau des 11 secteurs INA

Secteur	Intercept	Estimate	Std.Error	t-value	p-value	R-squared
A	0,07748	0,37552	0,431	0,872	0,447	0,2022
B	0,24106	-0,0268	0,475	-0,056	0,959	0,001
C	0,2445	-0,1239	0,1701	-0,728	0,519	0,16
D	-0,04605	0,843	0,16876	4,996	0,0154	0,8927
E	0,03033	0,16951	0,19574	0,866	0,45	0,2
F	0,2985	0,356	1,0405	0,342	0,755	0,03754
G	0,6918	-0,6454	1,0473	-0,616	0,581	0,1124
H	0,13178	0,07312	0,08541	0,856	0,455	0,1963
I	0,08028	0,75279	0,40825	1,844	0,162	0,5313
J	0,15306	0,08164	0,132	0,617	0,581	0,1125
K	0,2039	0,3758	0,325	1,152	0,333	0,3068

Annexe 9 : Expérience personnelle

Expérience personnelle

J'ai eu l'opportunité d'observer de nombreuses espèces lors de ma participation à deux INA (cerf élaphe, chevreuil, sanglier, renard mais également une bécasse des bois). Les comportements observés sont divers :

- 1) Bécasse des bois : Envol furtif au moment du passage du véhicule
- 2) Cervidés : la majorité des cervidés (Cerf et chevreuils) ont une attitude vigilante par rapport aux phares et leur attention est fortement dirigée vers le véhicule. Le temps d'éclairement influence ensuite leur réaction « finale ». Lorsque le temps d'observation devenait trop long, la majorité des individus décidaient de quitter la zone où ils étaient, sans pour autant montrer de réels signes d'inquiétude (mais plus de vigilance, toujours). Au contraire, lorsque le temps d'observation était suffisamment court, les individus restaient à leur place d'alimentation.

On pourrait supposer que la réaction vis-à-vis du véhicule et des phares peut être corrélée à la distance d'où se situe la harde, mais ce n'est pas le cas. Une harde de biche a immédiatement pris la fuite au moment de l'éclairement aux phares, alors qu'elle se situait à une centaine de mètres.

- 3) Sanglier : Pas de signe de dérangement, sauf quand les individus se situent en bord de route, ils ont alors tendance à se replier en forêt le temps que le véhicule passe.
- 4) Renard roux : Intrigué par la lumière, mais pas de réel signe de fuite ou de perturbation.

Attention, cette liste de comportements est propre à mes observations et ne peut en aucun cas faire l'objet d'une généralisation.

Expérience personnelle lors de l'encodage des données sur Agouti

De ma propre expérience, j'ai pu noter pour certains individus, des moments de vigilance ou d'effroi vis-à-vis de la caméra. D'autres individus sont également très intrigués par ce nouvel objet dans le paysage et n'hésitent pas à venir tout près afin de l'identifier. Ce type de comportement est bien évidemment très occasionnel et il est donc impossible de quantifier le réel impact du flash lumineux ou du boîtier de la caméra sur le comportement de la faune sauvage.

Expérience personnelle pour le temps du traitement des images

Le traitement des images est un processus prenant énormément de temps, même si ce temps varie en fonction de l'observateur et des connaissances au préalable. J'ai pu noter de mon côté des améliorations dans l'identification des espèces au fur et à mesure du traitement des images, même s'il est important de prendre le temps d'encoder correctement sans précipitation.

Expérience personnelle liée à l'utilisation des caméras

Pendant les 3 mois d'échantillonnage et de récolte de données, seulement quelques petits problèmes ont été rencontrés. Les données récoltées par la caméra 65, mise en place fin avril jusqu'à fin mai et située en contrebas d'une prairie agricole, sont caractérisée par une majorité de faux positifs.

La croissance de la végétation et principalement d'orties devant le capteur de la caméra a par conséquent provoqué des centaines de déclenchements non désirés. Ensuite, des faux positifs probablement liés au changement d'orientation de la lumière et des rayons lumineux, ont été remarqués sur la caméra numéro 52.

Enfin, un défaut lié directement à la caméra a été rencontré sur la caméra S1-41 (domaine privé chez Matthieu). En allant rechercher la caméra 1 mois après son installation, les piles étaient plates (or les piles étaient constamment chargées au maximum pour toutes les autres caméras). Nous avons constaté par après que la caméra n'avait pu effectuer que 3 jours de relevés à cause de déclenchements permanents et consécutifs de la caméra, ce qui a utilisé toute la batterie des piles. Nous avons pris la décision de remplacer une autre caméra au même endroit afin de pouvoir analyser la présence de gibier dans cette zone.

Les pièges photographiques sont-ils une alternative aux comptages aux phares pour le suivi du Cerf ?
Méthode INA vs Méthode CT, à l'échelle d'une Unité de Gestion. Sébastien Steimes

La croissance des populations d'ongulés sauvages en Europe et en Belgique depuis des années met en péril l'avenir de la forêt en perturbant sa multifonctionnalité. Cette croissance des populations a poussé les chercheurs et scientifiques à mettre au point diverses méthodes de recensement afin d'assurer la gestion de la faune et tendre vers un équilibre sylvocynégétique. A l'échelle du secteur 1 de l'Unité de Gestion Cynégétique de Saint-Hubert, divisé en 11 secteurs INA, deux méthodes de recensement ont fait l'objet d'une étude comparative. La première méthode, l'Indice Nocturne d'Abondance (INA), ou recensement par comptages aux phares permet d'obtenir, depuis 2010, un indice kilométrique en fonction du nombre de cerfs observés par kilomètre. La deuxième méthode, le recensement par caméra traps (CT), a été mise en place pour la première fois sur le secteur 1 dans le but de fournir un indice d'abondance relative (RAI). Un réseau de 66 pièges photographiques a permis, sur une période de trois mois, d'échantillonner une surface équivalente à la surface des parcours de recensement nocturne.

Les résultats obtenus pour les INA et pour les RAI ont permis d'identifier les secteurs INA les plus abondants en gibier selon l'indice considéré.

La comparaison directe des résultats d'inventaire spécifique pour le Cerf entre les valeurs INA et RAI s'est faite par des régressions linéaires au sein de chaque secteur INA. De manière générale, les tests statistiques effectués ne semblent pas suffisamment significatifs pour établir une conclusion robuste sur la relation entre l'Indice Nocturne et l'Indice d'Abondance Relative.

L'étude menée dans le cadre de ce mémoire porte également sur une analyse économique des deux méthodes. Les coûts matériels et humains ainsi que les coûts liés au transport et à l'utilisation d'un véhicule ont été intégrés. Sur base des estimations, les comptages aux phares (15930,5€) représentent deux fois plus de coûts annuels que la méthode CT (7862,5€).

En parallèle avec l'INA, la nécessité de mettre en place annuellement un réseau de pièges photographiques permettrait, sur le long terme, d'analyser les tendances des valeurs du RAI pour le Cerf. Si les tendances sont similaires à celles de l'INA, on pourrait imaginer remplacer la méthode INA, nettement plus coûteuse, par la méthode de recensement par pièges photographiques.

Mots-clés : Recensement nocturne, Pièges photographiques, Cerf, Analyse comparative, Coûts.