

Année 2020-2021

**Master 1 Mention Biologie Écologie et Environnement
Parcours Patrimoine Naturel et Biodiversité**

**Estimation de la densité de *Cervus elaphus* en
forêt de St-Michel – Freyr par un réseau de
camera traps.**

Florent GELLÉE

**Stage réalisé du 06 avril au 04 juin 2021 au sein du
Département d'Étude des Milieux Naturels et Agricoles
du Service Public de Wallonie**

Rapport de stage soutenu le 22 juin 2021 à Rennes

Maître de stage

**Mr Alain
LICOPPE**

**Premier attaché et
coordinateur de la cellule
faune**

Enseignant référent

**Mr Sébastien
DUGRAVOT**

**Maître de conférences
Université de Rennes 1 UFR
SVE**

1. INTRODUCTION

La faune sauvage, présente sur les territoires occupés et exploités par l'Homme, est source de débats et conflits grandissants. Les mammifères en particulier ont bien souvent un impact prépondérant sur leurs milieux. Les grands herbivores plus précisément s'avèrent être de véritables espèces ingénieurs en modifiant l'abondance (Melis et al. 2006), la richesse (Schütz et al. 2003) et la composition spécifique au sein des écosystèmes (Pellerin et al. 2010, Lilleeng et al. 2018). Cette influence n'est toutefois pas sans conséquences sur les activités humaines. Les herbivores forestiers peuvent être à l'origine de dégâts importants sur l'agriculture par consommation directe des cultures (Bleier et al. 2012, Corgatelli et al. 2019) ou du fourrage (Trdan et Vidrih 2008, Marchiori et al. 2012), ainsi que sur la sylviculture en perturbant la régénération naturelle des ligneux (Gómez et Hódar, 2008 ; Kuiters et Slim, 2002). Ils risquent également d'être vecteurs de maladies dangereuses pour l'Homme (Thiry et al. 2017) ou pour ses activités (Halassa et al. 2019). A une époque où les populations européennes sont en pleine expansion (Loison et al. 2003, Morellet et al. 2007), la gestion adéquate de ces espèces, au sein des écosystèmes à proximité immédiate de l'Homme ou de ses activités, demeure donc de première nécessité afin d'en assurer des densités acceptables.

Cela nécessite néanmoins des connaissances difficilement accessibles. Les méthodes directes d'estimation de densité (comptages en voiture, aériens, aux phares, par imagerie thermique, observation directes etc) sont très gourmandes en temps, en argent et en logistique. La hausse récente de fréquentation des espaces naturels (Ouest France, 2021; Réserves naturelles de France, 2021) couplée à la tendance globale des mammifères à la nocturnité et à l'évitement des activités humaines (Coppes et al. 2017, Gaynor et al. 2018, Johann et al. 2020) n'est pas sans compliquer l'utilisation de telles méthodes. D'autres méthodes indirectes sont également mises en place (comptage de traces, de crottes etc), mais leur fiabilité diffère selon les espèces (Pfeffer 2016). Ainsi malgré la grande variété de méthodes de suivi de terrain existantes pour estimer la densité des mammifères terrestres, elles présentent chacune leurs limites et spécificités. Elles ne peuvent pas toutes être utilisées dans tous les écosystèmes ou pour toutes les espèces (Silveira et al. 2003).

En cela, l'utilisation du piégeage par caméra pourrait proposer une alternative efficace. Une telle technique a les avantages d'un faible coût de main d'œuvre, d'une absence de dérangement des espèces (Henschel et Ray, 2015), d'assurer une couverture constante de la zone d'étude sur le long terme de jour comme de nuit, pour une large gamme d'espèces (Jiménez et al. 2010, Ikeda et al. 2016) et d'obtenir des données sur des animaux difficilement

observables (Carbone et al. 2001, Linkie et al. 2013). Pouvant également être utilisé en parallèle d'un plan de capture/marquage/recapture, l'établissement d'un réseau de surveillance convenable par pièges photographiques permet de calculer des estimations fiables d'indices d'abondance et de densité (Silver et al. 2004, Maffei et al. 2005, Tobler et al. 2008). Des données concernant l'utilisation de l'habitat, le comportement des espèces, leur distribution et la structure de leur population sont également récoltées (Silveira et al. 2003, Bowkett et al. 2008, Rovero et al. 2014). L'utilisation des méthodes d'estimation par pièges photographiques pourrait s'avérer particulièrement efficace dans le cadre de plan de gestion des grands herbivores forestiers, pour lesquels d'autres suivis sont déjà en place et feraient office de comparaison. Si les estimations des populations qui en découlent s'avèrent fiables, ce pourrait être l'espoir de développer des indicateurs pertinents d'évolution des populations sur le long terme, avec un minimum de coût, temps et dérangement.

Notre étude portera ici uniquement sur l'espèce *Cervus elaphus* en forêt domaniale de Saint-Michel Frey et visera à en estimer sa densité par application du modèle REM. Si les données apportées par le réseau de pièges photographiques établi au sein du massif forestier s'avèrent concordantes avec les estimations par capture-marquage-recapture déjà réalisées pour l'espèce, cette étude pourrait bien apporter sa petite pierre à l'édifice de plus vastes réseaux de piégeage par caméras.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Zone d'étude

Localisée dans les Ardennes belges, plus précisément au cœur du massif forestier de Saint-Hubert, la zone d'étude se situe en forêt domaniale de Saint-Michel Frey ($50^{\circ}5'42''$ N $5^{\circ}26'24''$ E). Elle se limite au bloc situé au Nord de la N89.

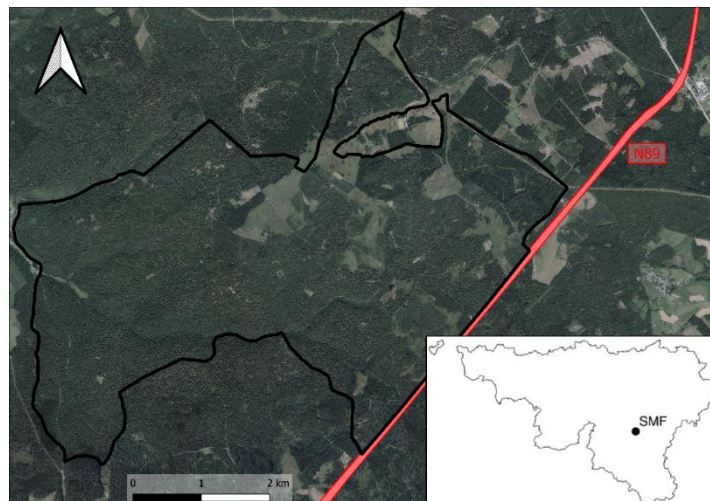


Figure 1 : Localisation de la forêt de Saint-Michel Frey et de la zone d'étude au sein de la Wallonie.

D'une superficie totale de 2518 ha, 99.8% de cette zone est classée en espace Natura 2000. Elle est d'ailleurs caractérisée par sa mosaïque de milieux, retranscrite dans le tableau 1 ci-dessous selon la nomenclature Natura 2000 en vigueur. Les peuplements dominants sont les hêtraies à luzule et les épicéas. La végétation herbacée et arbustive est principalement constituée de *Vaccinium myrtillus*, *Luzula sp*, *Molinia caerulea*; *Deschampsia flexuosa et cespitosa* et *Calluna vulgaris*. Quelques prairies existent soit en périphérie du massif pour les activités agricoles, soit en son sein spécifiquement pour le gibier.

Tableau 1 : Description, surface et proportion d'occupation du sol (O) des unités de gestion (UG) Natura 2000 sur la zone d'étude de St-Michel Freyr (SMF).

UG N2000	Nom	Composante(s) principale(s) sur SMF	Surface (ha)	O (%)
UG_08	Forêts indigènes de grand intérêt biologique	Hêtraies acidophiles	1512,5	60,2
UG_10	Forêts non-indigène de liaison	Pessières	488,9	19,5
UG_02	Milieux ouverts prioritaires	Landes et tourbières	340,1	13,6
UG_06	Forêts prioritaires	Boulaies tourbeuses	73,7	2,9
UG_09	Forêts habitats d'espèce	Peuplements feuillus indigènes (Hêtre et/ou chêne)	28,8	1,2
UG_07	Forêts prioritaires alluviales	Forêts alluviales et marécageuses	26,4	1,1
UG_11	Terres de culture et éléments anthropiques	Voiries et bâtiments	23,9	0,9
UG_01	Milieux aquatiques	Rivières et plans d'eau	11,0	0,4
UG_05	Prairies de liaison	Prairies	3,6	0,1
UG_Temp_03	Hêtraies à luzule et autres feuillus non différenciés	Hêtraies acidophiles Futures UG 08 ou 09	2,9	0,1
Total			2511,8	100%

Source : Réseau Natura 2000 en vigueur en Wallonie Belgique- Service de visualisation WMS et logiciel QGIS.

2.2 Description de la méthode REM Random Encounter Model

Dérivé des théories de collisions aléatoires entre molécules, le modèle REM permet l'estimation des densités de populations d'espèces de mammifères sans que l'identification individuelle des sujets ne soit nécessaire (Nakashima et al. 2018). Une telle caractéristique le rend dès lors applicable à une large gamme d'espèces (Tobler et al. 2008). Il relie

linéairement l'intensité de détection par caméra de l'espèce étudiée à la densité de population de cette même espèce. Pour cela, une fonction de « détectabilité » des individus est modélisée à partir de deux caractéristiques intrinsèques de l'appareil photo : la distance et l'angle de détection de l'animal par la caméra. S'y greffent deux caractéristiques de l'espèce étudiée : la moyenne d'individus par groupe et la distance moyenne journalière parcourue par l'espèce. Ainsi, le modèle REM permet d'évaluer le taux de rencontre entre caméras et individus au sein de la zone d'étude et d'en dériver une estimation du nombre d'individus par unité de surface. Le nombre de détection de l'espèce par unité de temps est donc proportionnel à l'abondance de cette dernière (Carbone et al., 2001).

La formule ainsi créée est donc :

$$D = g \frac{y}{t} \frac{\pi}{vr(2 + \theta)}$$

D= densité de la population en individus/km²

g= nombre moyen d'individus par groupe

avec y= nombre total de détections indépendantes par les caméras

t= temps total d'activité des caméras (jours)

v= vitesse moyenne de déplacement (km/jour)

r= distance effective de détection (km)

θ= angle effectif de détection (radian)

2.3 Plan d'échantillonnage des caméras

Le modèle REM requiert un placement des caméras aléatoire ou systématique (Rowcliffe et al., 2011; Manzo et al., 2012), tout en assurant la meilleure couverture possible de la zone d'étude en terme de diversité de milieux et de distribution des espèces visées (Rowcliffe et al., 2008), un point très important compte tenu de l'hétérogénéité de notre zone d'étude. Un échantillonnage aléatoire, stratifié par type d'habitats est donc réalisé afin d'obtenir une répartition des caméras homogène sur l'ensemble de la zone d'étude, tout en représentant chaque habitat proportionnellement à sa surface. Compte tenu de la surface à couvrir, un minimum de 20 pièges photos doit être mis en place (Rowcliffe et al., 2008, Rovero et al. 2013). Toutefois, la détection par caméra des individus s'annonçant fort variable au vu de la diversité des milieux et de la taille de la zone d'étude, la disposition de 40 pièges photographiques s'est donc avérée préférable, avec un minimum de 3 caméras par milieu (Rowcliffe et al., 2008 ; Rovero et al. 2013).

Les 10 unités de gestion Natura 2000 (UG), présentées dans le tableau 1, sont simplifiées en 6 unités d'échantillonnage (UE), décrites dans le tableau 2. Les UG de surfaces trop petites

sont fusionnées avec d'autres UG semblables dans la mesure du possible, ou retirées du plan d'échantillonnage dans le cas contraire. Les UG 01, 11 et 05 sont ainsi retirées car trop faiblement représentées et non similaires à d'autres milieux. Les UG 09 et Temp_03 sont greffées à l'UG 08 pour former l'entité U1, représentant les forêts feuillues indigènes composées en grande partie de hêtraies acidophiles. L'entité U1 est toutefois subdivisée en 3 sous-unités (U1_1, U1_2 et U1_3) selon la variation d'altitude sur son aire d'occupation : la forêt feuillue indigène d'altitude inférieure à 400m correspond donc à l'U1_1, celle d'altitude comprise entre 400m et 500m à l'U1_2 et celle située à plus de 500m d'altitude sera l'U1_3. Cette subdivision est effectuée pour que la répartition des caméras tienne compte de l'hétérogénéité des hêtraies, liée en partie aux variations d'altitude. Elle est réalisée uniquement sur l'U1, les autres UE (U2, U3 et U4) ne présentant pas de variation d'altitude suffisamment importante pour justifier une subdivision similaire. L'U2 et l'U3 représentent respectivement les peuplements d'essences non-indigènes (épicéas principalement) et les milieux ouverts (landes et tourbières). L'U4 correspond à l'union des UG 06 et 07, à savoir les boulaies tourbeuses et les forêts alluviales et marécageuses, pour ainsi former une unité de type « forêt humide ».

Le nombre théorique de pièges photographiques (N_{CT} , tableau 2) alloués à chaque unité d'échantillonnage est défini par le produit du nombre total de caméras (ici 40) et de la proportion respective d'occupation du sol (O) de chaque UE. Les milieux humides étant particulièrement importants pour certaines espèces d'intérêt majeur (putois, raton laveur), une caméra supplémentaire est volontairement allouée à ces milieux afin d'en assurer une représentation correcte pour des suivis à long terme. Une caméra est ainsi déplacée de l'U1_3 la plus représentée, vers l'U4 afin d'augmenter la représentation des forêts humides, tout en respectant l'équilibre global de la répartition proportionnelle des pièges photographiques.

L'emplacement de chaque caméra est défini par la superposition d'une grille de carrés de 16ha (soit 400m x 400m) sur la carte de répartition des UE de la zone d'étude à partir du logiciel QGIS v3.10.10 (figure 2). Des grilles de 300m x 300m et 500m x 500m ont également été testées. Toutefois, des carrés de 16ha permettent d'obtenir une définition convenable dans les UE de petites surfaces (U3 et U4), tout en offrant une résolution suffisamment large pour espacer au maximum les caméras et ainsi accroître le caractère homogène de la répartition. Le centroïde de chaque carré tombant dans la zone d'étude est ensuite envisagé comme emplacement potentiel de caméra.

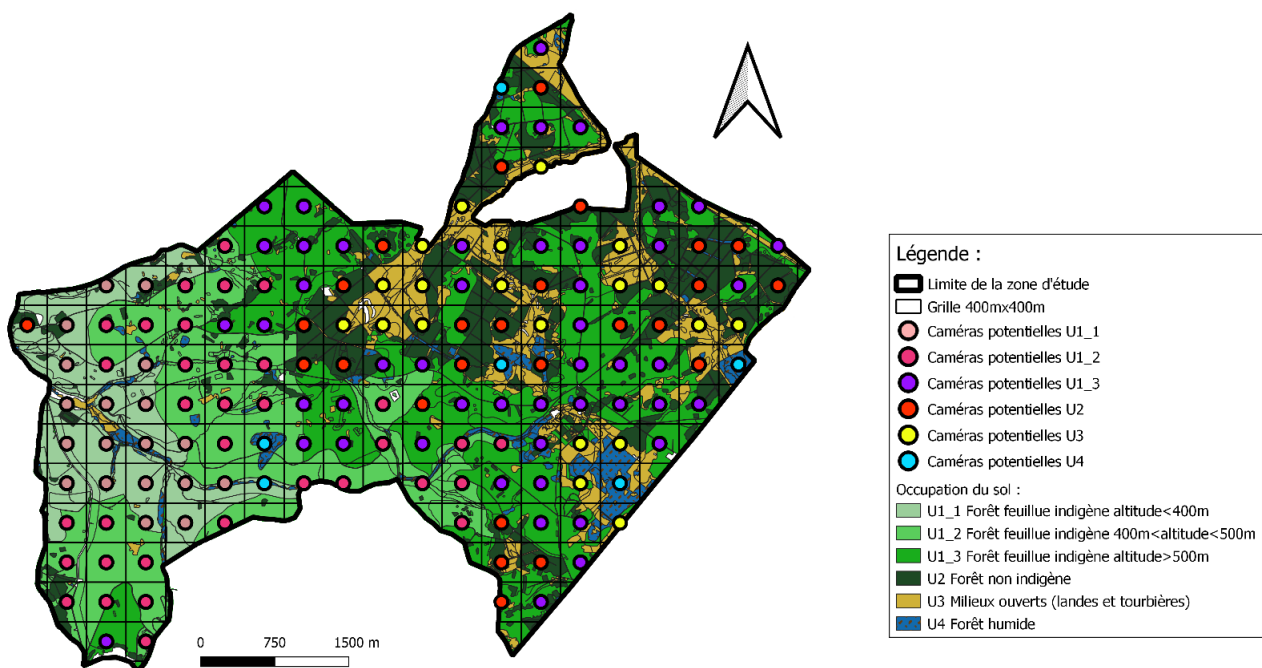


Figure 2 : Répartition des unités d'échantillonnage sur la zone d'étude et emplacements potentiels des caméras avant tirage au sort.

Cinq tirages au sort, stratifiés par UE, sont effectués sur QGIS afin d'obtenir les emplacements des pièges photographiques retenus par UE de nombres respectifs N_{CT} . Le tirage présentant la répartition la plus homogène parmi les cinq est retenu comme base. Quatre points issus de cette première sélection sont tout d'abord déplacés afin d'améliorer la répartition des caméras sur l'ensemble de la zone d'étude. Le caractère aléatoire de l'échantillonnage est conservé en tirant parmi des zones englobant plusieurs points.

Après ces premières modifications, les 40 points retenus sont soumis à une visite de terrain préalable afin de les valider, ou dans le cas contraire de les déplacer en cas de configuration du terrain non adaptée (inaccessible, perturbations anthropiques trop importantes etc). Afin de s'adapter aux exigences du terrain, les caméras peuvent être disposées dans un rayon de 100m autour des centroïdes retenus au plus près de celui-ci. Un tel rayon est suffisamment grand pour s'accommoder aux particularités du terrain et déplacer la caméra au besoin (proximité trop importante de routes, chemins etc), tout en évitant que deux caméras soient trop proches dans l'hypothèse où deux points voisins seraient tirés au sort. Avec un rayon d'une centaine de mètres, deux caméras ne peuvent pas se retrouver à moins de 200 mètres l'une de l'autre, ce qui est suffisant pour éviter les prises de vue d'individus non-indépendants (Manzo et al., 2012).

Un des points sélectionnés au préalable par le tirage aléatoire en milieu ouvert se situe au milieu d'une prairie occupée traditionnellement par des scouts en juillet. Il est donc finalement décalé de 100m jusque derrière la lisière, le faisant ainsi passer en forêt humide (U4). Le nombre total de caméra dans cette UE passe donc à 5, contre 4 pour les milieux

ouverts (U3). Le nombre réel de caméras placés par UE est résumé dans le tableau 2 par la variable N_{CR} . Si aucun emplacement alternatif ne convient dans les rayons de 100m envisagés, un autre point de la même UE serait sélectionné en choisissant celui le plus proche. Si aucun point de la même UE n'est présent à proximité, un point de remplacement serait alors sélectionné en choisissant celui de la même UE améliorant le plus l'homogénéité du plan d'échantillonnage.

Une fois tous les points validés, il s'avère qu'un trou de plusieurs centaines d'hectares persiste au centre de la zone d'étude. Deux déplacements distincts sont donc tirés au sort et appliqués afin de décongestionner les zones sur-échantillonnées au profit de zones sous-échantillonnées.

Les emplacements définitifs des caméras après tirage au sort et modifications liées aux exigences du terrain sont résumés en figure 3.

Tableau 2 : Description des unités d'échantillonnage (UE) et allocation du nombre de caméras avec i) O : pourcentage d'occupation du sol de chaque UE par rapport à la surface totale (2468 ha) ii) N_{CT} : nombre théorique de caméras par UE et iii) N_{CR} : nombre réel de caméras par UE.

UE	UG_N2000	Description des UE	Aire (Ha)	O (%)	N_{CT}	N_{CR}
U1_1	UG08 + UG09 + Temp03	Forêt feuillue indigène (hêtraie principalement) Alt < 400m	273	11,1	4	4
U1_2	UG08 + UG09 + Temp03	Forêt feuillue indigène (hêtraie principalement) 400m < Alt < 500m	517	20,9	8	8
U1_3	UG08 + UG09 + Temp03	Forêt feuillue indigène (hêtraie principalement) Alt > 500m	756	30,6	11	11
U2	UG10	Peuplements feuillus ou résineux non indigènes (épicéa principalement)	486	19,7	8	8
U3	UG02	Milieus ouverts Landes et tourbières	334	13,5	5	4
U4	UG06 + UG07	Forêt humide Boulaie tourbeuse et forêt alluviale	103	4,2	4	5
Total			2468	100	40	40

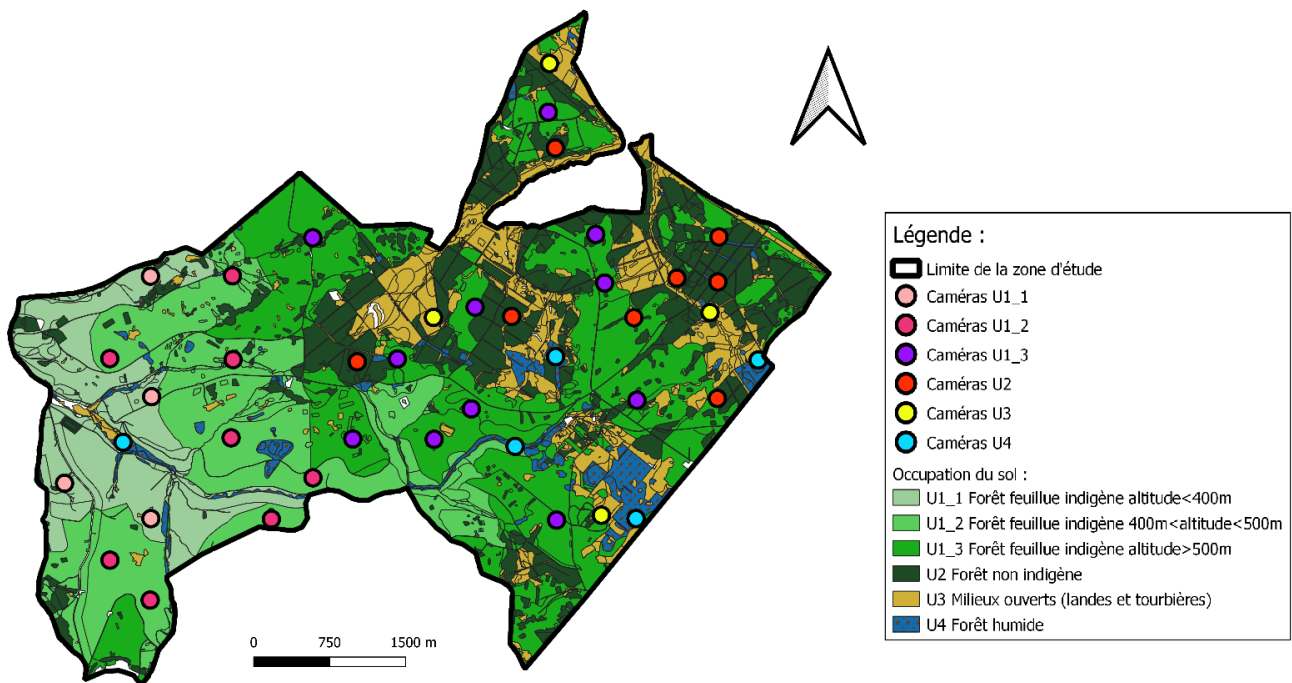


Figure 3 : Répartition des unités d'échantillonnage sur la zone d'étude et emplacements définitifs des caméras.

2.4 Installation des caméras :

Le modèle de caméra utilisé durant cette étude est le Scoutguard SG2060-K, équipé d'un capteur à détection passive infrarouge (PIR) de 14 MP (interpolation jusqu'à 36MP). Le champ de vision de l'appareil est de 57°. Le champ de détection est plus resserré que le champ de vision de l'appareil pour éviter la capture de photo sans sujet, sa valeur exacte efficace devra être déterminée par la suite. La distance maximale de détection théorique va jusque 30 mètres et l'appareil est équipé d'un système de détection nocturne de type « black flash », qui permet d'éclairer la scène sans qu'aucune lumière ne soit détectée à l'œil nu, caractère indispensable à la non-apparition de comportements d'évitement des pièges chez certains individus ou espèces. Si les animaux venaient à éviter volontairement les caméras, le risque de sous-estimer les densités de populations serait grand, cette caractéristique n'est donc pas à négliger. Les caméras sont paramétrées pour prendre 3 photos en rafale sans intervalle entre les déclenchements. La sensibilité de déclenchement est réglée sur « élevée ». Les caméras sont également programmées pour enregistrer la date et l'heure sur les photos lors de la capture.

Les pièges photographiques sont installés sur des arbres à des hauteurs de 40 à 60cm, orientés en fonction de la pente afin que leur champ de vision soit parallèle au sol. Ils sont également tous orientés vers le Nord pour éviter toute exposition directe au soleil et limiter les déclenchements intempestifs pouvant être liés à ce dernier. Le modèle REM suppose un déplacement des animaux indépendant des pièges-photos, ils ne doivent donc pas être

disposés de manière à optimiser le contact avec les individus (à proximité immédiate d'appât ou de lieux de passages habituels des animaux par exemple) afin d'éviter toute surestimation des populations par détections anormalement répétées. Les caméras ne sont jamais placées à vue d'un chemin et ne visent en aucun cas ces derniers (législation et respect de la vie privée). Les emplacements où le développement de la végétation est abondant, sont également évités, à l'exception des milieux ouverts où la molinie ne peut être esquivée, afin de limiter les déclenchements répétés par cette dernière ou encore l'obstruction des prises de vue et champs de détection. Une éclaircie légère est effectuée autour des caméras si elle s'avère nécessaire afin que chaque appareil ait des champs de détection et de vision similaires.

Le bon fonctionnement des appareils est contrôlé 7 jours après la pose afin de prévenir tout dysfonctionnement. Par la suite, les pièges photographiques sont vérifiés tous les 10 jours maximum de mi-avril à mi-juillet afin de contrôler le développement de la végétation. Après le 15 juillet, les visites sont espacées à tous les 15 jours, la croissance végétale étant moindre à partir de la mi-été. A chaque visite d'un emplacement les données sont téléchargées et les batteries remplacées si nécessaire. Ce dispositif est établi et fonctionnel depuis juin 2020.

2.5 Encodage des données :

Une fois les données récupérées, elles sont enregistrées en ligne sur la plateforme Agouti (www.agouti.eu). Pour chaque piège, les photos issues de ce dernier sont automatiquement organisées en séquence par la plateforme Agouti. Chacune de ces séquences est constituée de toutes les photos prises à moins de 2 minutes d'intervalle. Le jeu de données est ainsi séparé en événements de détection indépendants, limitant en théorie toute redondance artificielle d'un individu au sein des prises de vue. Les séquences ainsi formées sont ensuite annotées selon le schéma suivant :

Si une espèce est présente sur la photo, il convient de compléter (1) l'espèce, (2) le nombre, (3) le sexe et (4) l'âge de(s) l'animal(ux) observés. La caractérisation de l'âge des animaux se limite aux catégories « adulte, subadulte et juvénile ». Pour l'espèce principale de notre étude *Cervus elaphus*, le stade juvénile désigne les faons de l'année, le stade « subadulte » caractérise les bichettes et daguets et le stade « adulte » renvoie donc aux biches et cerfs âgés de plus de 3 ans. Dans le cas où l'âge et/ou le sexe ne peuvent être déterminés, l'option « inconnu » est choisie. Le comportement des animaux observés est également encodé en cochant parmi les options suivantes « prise alimentaire, effroi, repos, combat, passage, parade, toilettage, vigilance » et pourra servir à d'autres études. Il est à noter que

seuls les individus présentant des comportements similaires peuvent être encodés dans un même groupe, ceux présentant des comportements différents ou supplémentaires doivent être encodés dans un groupe distinct. Lorsqu'un animal marqué par un collier GPS et/ou des oreillettes apparaît sur la prise de vue, il doit lui aussi être encodé indépendamment des autres individus observés et le terme « marqué » est ajouté dans la case « notes ».

Si aucun animal n'est présent sur la séquence de photos, cette dernière sera encodée par la mention « vide ». Si l'animal n'est simplement pas identifiable, on caractérise la séquence de la mention « inconnu ».

Les déclenchements liés aux visites de contrôle du piège photographique par l'opérateur sont pris en compte par le cochage de l'option « Configuration/prise en charge ».

Une fois l'ensemble des séquences encodées et standardisées via la plateforme Agouti, elles sont téléchargées pour analyse. Afin de limiter les effets des processus d'immigration et d'émigration des animaux sur notre zone d'étude, notre étude ne portera que sur les données obtenues sur la période du 01/01/2021 au 22/03/2023.

2.6 Définitions des paramètres du modèle REM (t , r , θ , v et g) :

Le temps total de fonctionnement des caméras correspond au produit du nombre total de jours de leur période d'activité par le nombre total de caméras. Dans l'éventualité d'un dysfonctionnement prolongé d'une ou plusieurs caméras, les jours de non-activité sont répertoriés et soustraits du total.

L'estimation de la distance effective de détection EDD (ou ici r) et de l'angle effectif de détection EDA (ou ici θ) se fait par la méthode de « distance-sampling » présentée par Rowcliffe et al. en 2011. Cette dernière repose sur l'étude de la distribution des angles et distances mesurés à partir des prises de vue.

Après encodage des données sur Agouti, 100 séquences où l'espèce *Cervus elaphus* est présente sont tirées au sort. La mesure des distances entre l'animal et la caméra s'effectue directement sur le terrain à partir d'un mètre déroulant. La position de l'animal est déterminée à partir de la première photo de chaque séquence grâce à des points de repères visibles (arbres, roches, souches, piquets marqués placés à 2,5m d'intervalle devant la caméra).

L'angle de détection (θ_i) est évalué sur ces 100 mêmes séquences tirées précédemment de la manière suivante : la perpendiculaire reliant l'animal au bord latéral de l'image le plus proche est mesurée sur la première prise de vue de chaque séquence uniquement. Cette

mesure est effectuée à partir de l’outil de mesure du logiciel Gimp (version 2.10.24). Le calcul de l’angle de détection θ_i pour chaque séquence est ensuite réalisé grâce à la formule suivante :

$$\theta_i = (L_t - (2 \times L_i)) \times \frac{\theta_t}{L_t} \times \frac{\pi}{180} \quad \text{avec}$$

i = le numéro de séquence
 θ_i = l’angle de détection en radian
 θ_t = l’angle total du champ de vision des caméras en degré (constante égale à 57°)
 L_i = la distance de la perpendiculaire mesurée à l’écran (en pixels)
 L_t = largeur totale de la photo à l’écran (en pixels)

À partir de ces mesures, la méthode de « distance-sampling » permet de modéliser une fonction de probabilité de détection de l’animal par la caméra en fonction de sa position et de sa distance par rapport à cette dernière. Les distributions des angles et distances mesurés correspondent généralement à des modèles « linéaires » ou de type « point d’écoute ». De ces distributions bien connues, on peut modéliser la fonction de probabilité de détection de la caméra et en déduire la distance et l’angle de détection effective à partir des relations suivantes (Hofmeester et al., 2017) :

$$EDD = w_{max} * \sqrt{p_{dist}} \quad \text{avec EDD} = \text{la distance effective de détection (ou ici } r \text{) en m.}$$

w_{max} = la distance maximale de détection en m.
 p_{dist} = la probabilité de détection de l’individu dans la plage de distance.

$$EDA = w_{max} * \sqrt{p_{angle}} \quad \text{avec EDD} = \text{l’angle effectif de détection (ou ici } \theta \text{) en radian.}$$

w_{max} = l’angle maximal de détection en radian.
 p_{dist} = la probabilité de détection de l’individu dans la plage d’angle.

La vitesse moyenne journalière de l’espèce *Cervus elaphus* est déterminée à partir de données GPS issues de neuf femelles et un mâle portant des colliers émetteurs (Televilt Simplex). Les coordonnées géographiques des animaux, la date, l’heure et la précision de la mesure sont transmises à intervalle fixe régulier. L’envoi se fait par signal VHF toutes les 15 minutes. Nous disposons de données s’étalant principalement du 04/03/2009 au 05/12/2012.

Enfin, la moyenne d’individus par groupe (g) sera estimée en calculant la moyenne du nombre d’individus de *Cervus elaphus* présents par séquence, sur les photos des caméras pièges.

Nous disposons également des estimations d'abondance sur la zone d'étude réalisées par observations hivernales sur des points d'affouragement de 2013 à 2018. Ces abondances serviront de point de comparaison pour évaluer la fiabilité de notre modèle REM.

2.7 Traitement et analyse des données :

L'application de la méthode de « distance-sampling » (Rowcliffe et al. 2011) est réalisée sur Rstudio version 4.0.2 à partir du package « Distance » (Buckland et al., 2015). La modélisation des fonctions de détection les plus adéquates pour estimer r et θ se détermine par le test de toutes les fonctions (« hazard-rate », « uniform » et « half-normal ») et ajustements possibles pour celles-ci (« no adjustment », « cosinus », « Hermite polynomial » et « simple polynomial ») à partir de la fonction « ds ». Une troncation de 5% des données est également testée. Les modèles retenus pour les angles et les distances sont ceux présentant les plus petits AIC (Aikake Information Criterion).

Le calcul de la vitesse journalière moyenne (v) se calcule pour chaque biche directement dans un tableur Excel à partir de leurs données GPS respectives préalablement préparées par SIG, afin d'obtenir la vitesse moyenne journalière pour l'espèce.

La densité de *Cervus elaphus* est ensuite calculée à partir de la formule présentée en 2.2. La variance des paramètres calculés (r , v et g) et finalement de la densité obtenue sont estimées par bootstrap pour $n=10.000$ répétitions sur Rstudio version 4.0.2 à partir des packages « boot » et « dplyr ». Les intervalles de confiance à 95% sont également déterminés pour chaque paramètre.

La comparaison des estimations obtenues aux résultats des estimations d'abondance par CMR sera effectuée par test t de Welch pour échantillons appariés sur R.

3. RÉSULTATS:

Cervus elaphus est la deuxième espèce la plus observée derrière *Sus scrofa* en totalisant 381 détections entre le 1^{er} janvier 2021 et le 22 mars 2021. Toutefois sur les 40 caméras de la zone d'étude, pour 22 d'entre elles, les séquences postérieures au 12 février 2021 n'étaient pas encore disponibles sur la plateforme Agouti et n'ont donc pas été encodées contrairement aux 18 autres. Le nombre total de jours d'activité des caméras (t) s'élève donc finalement à 2252. De même, sur les 381 détections totalisées par les caméras, seules 347 d'entre elles s'avèrent indépendantes. Un contrôle post-encodage de toutes les détections consécutives d'un même piège espacées de moins de 30 minutes ont permis de relever 34 détections

redondantes de mêmes individus passant à plusieurs reprises devant la caméra. L'utilisation d'un tel intervalle d'une demi-heure pour éviter les prises de vue non-indépendantes est courant dans la littérature (Li et al. 2010, Farris et al. 2012, Singh et al. 2017). 87.5% des caméras ont enregistré au moins une détection de *Cervus elaphus*, ce qui confirme sa présence, même temporaire, sur la quasi-totalité de la zone d'étude (Figure 4).

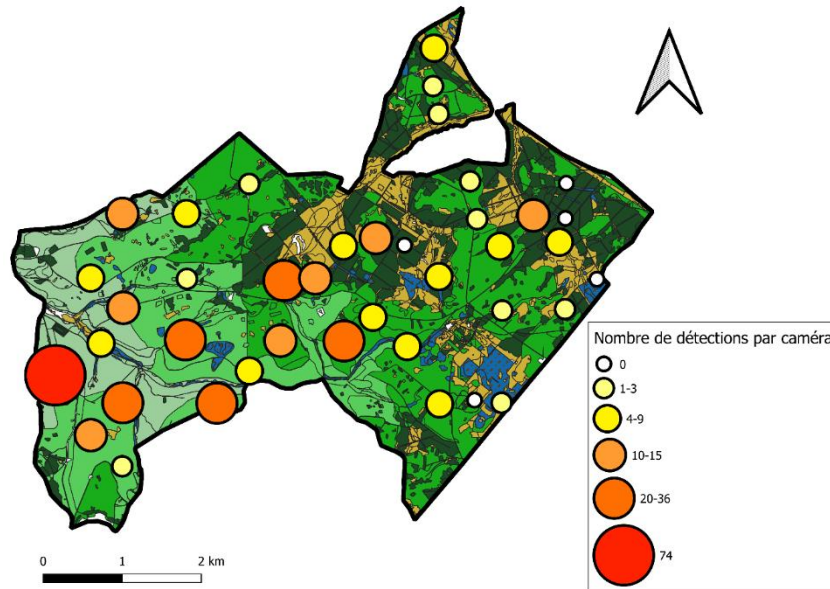


Figure 4: représentation du nombre de détections par caméra de l'espèce *Cervus elaphus* sur la zone d'étude de Saint-Michel-Freyr.

Les distributions des distances et angles mesurés (Figure 5) correspondent respectivement à un modèle « linéaire » et à un modèle « point d'écoute » (Miller et al. 2016). Les modélisations de leur fonction de détection et les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 3.

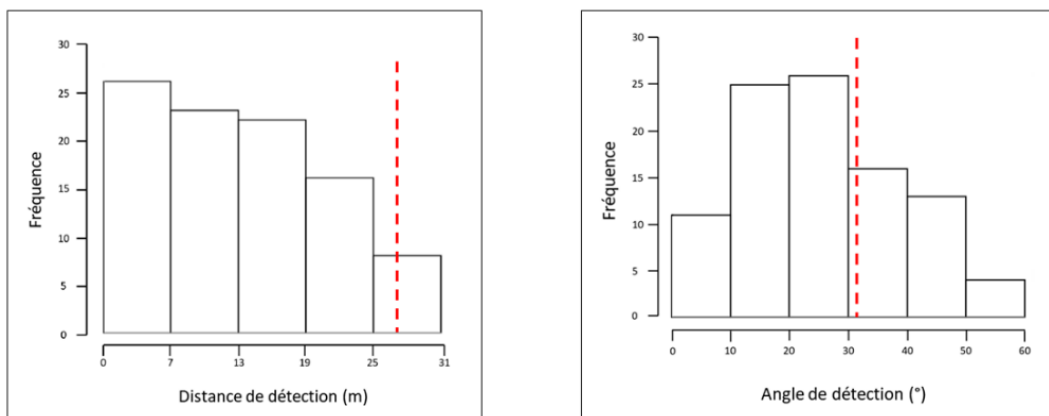


Figure 5 : Distributions respectives des distances et angles mesurés sur les 100 séquences sélectionnées. La distance effective de détection EDD estimée ($r=27.48m$) et l'angle effectif de détection EDA estimés ($\Theta=31.68^\circ$) sont représentés en rouge sur leur histogramme respectif.

Tableau 3 : Caractéristiques de la modélisation avec w_{max} le maximum de la plage de distance/angle, p la probabilité qu'un individu soit détecté sur la plage de distance/angle obtenue par la fonction ds du package « Distance ».

Mesures	EDD EDA	w_{max}	Troncatio n	Fonction	Ajustement (ddl)	P (SE)
Distance (m)	27.48	29	5%	uniforme	Hermite polynomiale (4)	0.898 (0.0999)
Angle (radian)	0.553	0.966	5%	uniforme	Cosinus (2)	0.366 (0.0278)

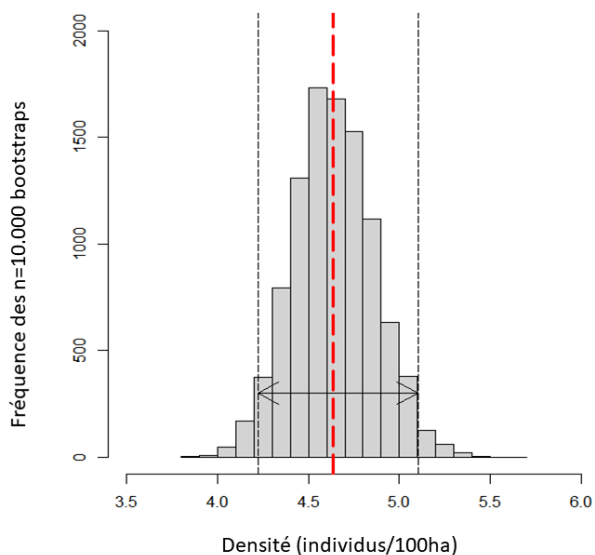


Figure 6 : Représentation de la distribution de la densité de population obtenue par bootstrap avec en rouge la moyenne initiale et en droites grises pointillées l'intervalle de confiance à 95%.

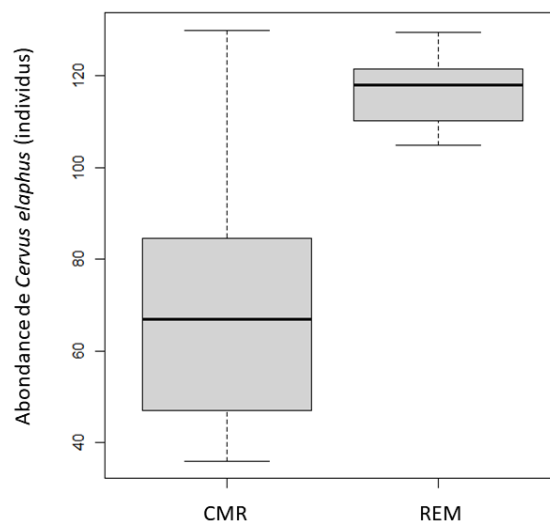


Figure 7 : Comparaison des moyennes d'abondance significativement distinctes ($p=0.006$) obtenues par méthode CMR et REM, de moyenne et écart type respectifs 70 ($sd=27$) et 117 ($sd=6$) individus sur la zone d'étude.

Tableau 4 : Densité estimée sur la zone d'étude et paramètres utilisés pour son calcul.

Nombre de détectés (y)	Total jours (t)	Nb moyen d'individus par groupe (g)	Vitesse moyenne (v en km/jour)	EDD (r en km)	EDA (θ en radian)	Densité (ind/100ha)
347	2252	2.41	3.56	0.0275	0.553	4.68

Tableau 5 : Estimation des moyennes, écart-type (sd), bornes inférieures et supérieures de l'intervalle de confiance à 95% par bootstrap de $n=10.000$ répétitions pour la densité et chaque variable de son calcul.

Variable	Moyenne	sd	Borne inférieure	Borne supérieure
g (indiv)	2.42	0.10	2.23	2.62
v (km/j)	3.59	0.05	3.49	3.70
EDD (m)	27.4	0.05	27.3	27.5
EDA (radian)	0.542	0.03	0.48	0.60
Densité	4.64	0.23	4.23	5.11

4. DISCUSSION :

L'application du modèle REM au réseau de pièges photographiques de Saint-Michel Freyr nous apporte une estimation de la densité de sa population de cerfs élaphe comprise entre 4.23 et 5.11 individus aux 100ha (Tableau 4 et 5). Ainsi les densités obtenues sur la zone d'étude de Saint-Michel Freyr semblent comprises dans la fourchette du raisonnable pour un écosystème forestier, à savoir entre 3 et 6 individus aux 100ha (Fichant 2003).

Il est à noter qu'il s'agit de densités moyennes estimées sur l'ensemble de la zone d'étude. En tant qu'espèce relativement sociable aux préférences d'habitats plutôt flexibles, il est fort probable que les densités réelles de *Cervus elaphus* puissent varier en fonction des milieux, ressources etc (Pérez-Barbería et al. 2013). Il est d'ailleurs préférable de mener une telle étude sur une période relativement courte allant de deux semaines à deux mois, afin de pouvoir négliger les phénomènes d'immigrations et d'émigrations avec les massifs forestiers environnants (Rovero et al. 2013). Notre temps total d'activité des caméras (t) inférieur à deux mois correspond donc bien à ces exigences impératives pour notre étude. Les flux de migration saisonniers, en particulier chez les mâles, peuvent être particulièrement importants (Jarmeno 2008), de même que la dispersion des jeunes individus survenant toutefois plus tard dans l'année (Prévot et Licoppe 2013).

Outre l'hypothèse de population fermée, l'échantillonnage aléatoire stratifié par habitat ne repose sur aucun critère subjectif pouvant modifier la détection de l'espèce par les pièges, l'hypothèse de placement non-orienté des caméras est donc bien respectée. La dernière hypothèse sur laquelle repose le Random Encounter Model est celle selon laquelle les animaux se déplacent aléatoirement et indépendamment des pièges photographiques mais aussi les uns des autres. Ce dernier paramètre de déplacement des individus supposé indépendant les uns des autres est parfois jugé trop irréaliste (Foster et Harmsen 2012), pour d'autres il n'enlèverait rien à la robustesse du modèle (Hutchinson et al. 2013). D'autres études attestent par ailleurs de la fiabilité du modèle REM couplé au « distance-sampling » (Jathanna et al. 2003 ; Durant et al. 2011). Le déplacement des animaux indépendamment des pièges photos serait ainsi le biais potentiel le plus important. Cette condition semble respectée dans notre étude, les comportements de vigilance vis-à-vis des pièges photos étant surtout anecdotiques et plutôt liés à un comportement de « curiosité ».

L'estimation du champ de détection des caméras (r et θ) peut être réalisée selon différentes méthodes, soit par manipulation de la caméra par rapport à un sujet fixe (Cusack et

al. 2015), soit par manipulation d'un sujet fixe (en général une espèce domestique de taille similaire à celle étudiée) par rapport à la caméra (Manzo et al. 2012). Les données ainsi obtenues sont ensuite traitées d'une manière similaire à notre étude pour obtenir des estimations des EDD et EDA. Toutefois, une telle approche ne prend pas en compte l'importance majeure du poids et de la taille des individus sur la sensibilité de détection, la variabilité potentielle existant entre chaque caméra par leurs caractéristiques intrinsèques ou encore par l'habitat dans lequel elles sont situées. L'application de la méthode de Rowcliff et al (2011) serait ainsi plus réaliste car basée sur les détections des caméras *in situ*.

Les vitesses moyennes journalières des biches (3.56 km/jour) calculées et utilisées pour l'estimation des densités de l'espèce semblent correspondre à celles issues de la littérature pour des études réalisées en France, 3.85, 2.78 et 3.2 km/jour (Pepin et al. 2004, 2008, 2009), et au Portugal, 3.62 km/jour (Carranza et al. 1991). Toutefois, notre étude se déroulant sur un laps de temps relativement court du 01/01/2021 au 22/03/2021, il aurait été intéressant de disposer de données de télémétries récentes et sur cette période spécifique plutôt que d'une moyenne réalisée sur l'ensemble de l'année. Les animaux peuvent se montrer bien plus mobiles en période de chasse, leurs homeranges et déplacements sont généralement significativement plus importants que durant le reste de l'année (Chassagneux et al. 2020). Ainsi il est envisageable que le paramètre « vitesse journalière moyenne v » ait ici été légèrement sous-estimé dans le cadre de notre étude. La densité observée étant inversement proportionnelle à la vitesse moyenne des animaux, il est possible que ce biais ait entraîné une légère surestimation de la densité de l'espèce sur notre zone d'étude.

La taille moyenne des groupes d'individus est estimée à partir des prises de vue indépendantes du réseau de piégeage caméra. Toutefois une sous-estimation de la moyenne véritable est tout à fait envisageable : tous les individus du groupe détecté par la caméra ne sont sans doute pas présents dans le champ de vision de cette dernière. Le déplacement des hardes et harpails s'effectue rarement en file indienne mais plutôt de manière éparse, notamment lors des déplacements de routine ponctués de prise alimentaire. Ainsi il est tout à fait probable que plusieurs individus progressent en dehors du champ de vision du piège lors de la détection du groupe. De même, il est à relever que les caméras présentent un intervalle systématique de 12 à 20s entre chaque déclenchement successif durant lequel aucune photographie n'est donc réalisée. Un tel laps de temps est évidemment suffisant pour qu'un ou plusieurs individus traversent le champ de prise de vue sans y apparaître pour autant.

Après comparaison finale des moyennes d'abondance estimées par CMR et modèle REM (Figure 7), le modèle REM semble estimer une abondance moyenne significativement plus élevée à l'échelle de la zone d'étude, ce qui laisserait supposer une surestimation globale de la densité. Toutefois il faut bien garder à l'esprit que, contrairement au plan d'échantillonnage du réseau de caméras, l'estimation par CMR est réalisée au niveau de points de fourrage artificiels. De variance nettement supérieure, elle retranscrit simplement des indices ponctuels d'abondance biaisés par leur localisation et ne saurait donc évaluer la densité globale à l'échelle de la zone d'étude. De plus, les observations réalisées dans le cadre de la campagne de capture-marquage-recapture se sont déroulées durant la période de chasse hivernale, la vigilance et la nocturnité accrue des animaux sont donc également à prendre en compte dans notre analyse.

Il est finalement plus intéressant d'observer que le Random Encounter Model ne présente finalement pas d'estimations de densité totalement aberrantes mais au contraire plutôt plausibles. La comparaison à d'autres indices récents d'abondance tels que les indices nocturnes de comptage aux phares pourrait s'avérer intéressante pour étayer la fiabilité du modèle. De même que la vitesse moyenne journalière considérée pourrait être améliorée par des données plus récentes et plus ciblées, l'apport des informations obtenues par d'autres modèles indirects relativement non biaisés (indice nocturne d'abondance, observations par les photographes etc) pourrait également accroître la précision du paramètre « taille moyenne des groupes g » et donc du calcul final de densité.

5. CONCLUSION :

Ainsi, bien que la véracité des densités et abondances évaluées par le programme de piégeage par caméra mis en place sur la zone d'étude ne puisse être attestée, elle ne peut non plus être totalement contestée. Les estimations apportées sont de l'ordre du plausible et encore perfectibles. Le défi principal du modèle REM réside dans l'estimation de paramètres précis à l'échelle de la zone d'étude et sur la période considérée pour obtenir des résultats fiables. Ces estimations peuvent ici encore être améliorées par la prise en compte de données apportées par d'autres modèles, non considérées par faute de temps. De même l'application de notre modèle à d'autres espèces, dont les densités sont suivies depuis longtemps au sein du massif de Saint-Michel Freyr, telles que *Sus scrofa* ou *Capreolus capreolus* pourrait permettre de mieux estimer sa crédibilité. Si tel est le cas, les avantages conférés par son utilisation seraient nombreux. Malgré son investissement de départ important, il demeure finalement assez peu coûteux sur le long terme et peu demandeur en ressources humaines. Par son caractère non-

invasif, il permet d'observer les animaux courants sans dérangement, mais surtout de détecter les espèces les plus discrètes. Les observations répétées de *Felis silvestris* ou *Procyon lotor* sur notre réseau en attestent. L'observation par pièges photographiques permet également de récolter de nombreuses données sur le comportement des espèces et leur utilisation de l'habitat, autant d'informations difficilement accessibles et pourtant déterminantes dans la gestion des espèces. À une époque où cette dernière est vivement critiquée, la diversification générale des modèles d'estimation des populations et plus précisément les données apportées par de vastes réseaux de pièges photographiques pourraient considérablement favoriser une gestion qualitative, objective et pertinente de nos grands mammifères.

Remerciements



Je tiens tout d'abord à remercier personnellement Mr Jean-François Hogue pour m'avoir habilement conseillé et dirigé vers le Département d'Étude des Milieux Naturels et Agricoles de Wallonie-Belgique lors de ma démarche de recherche de stage. Je le remercie également vivement pour m'avoir permis de bénéficier dans son jardin forestier d'une connexion convenable, besoin indispensable en ces jours où le télétravail règne en maître !

Je remercie bien évidemment Mr Alain Licoppe pour son encadrement, ses conseils et renseignements avisés, mais surtout pour son implication à diversifier mon stage et sa promptitude aux remerciements.

J'ai également en cet instant une pensée toute particulière pour Mr Frédéric Della Libera « Fred » qui m'a toujours accordé le plaisir de sa compagnie et de sa discussion lors des longs trajets routiers et jours de terrain. Invariablement à l'écoute et pédagogue, il a sans nul doute su communiquer sa passion et ses connaissances aussi nombreuses que variées. Il est la preuve même que chasse et amour de la nature sont bien plus conciliables qu'on ne peut l'envisager !

Je remercie également Julien, Théo, Vinciane, Thierry et tous les autres pour avoir apporté convivialité, bonne humeur et efficacité, au sec ou sous la pluie, lors de ces fameuses journées d'installation des clôtures anti-loups et cage à marcassins !

Un grand merci à Mme Valérie De Waele pour m'avoir fourni les données demandées et aiguillé durant leur analyse.

Enfin une petite pensée à Mlle Lucie Vachaudez pour m'avoir (re)fait découvrir le monde merveilleux mais quelque peu fastidieux du tri des crottes de loup !

Bibliographie :

- Bleier, N., Lehoczki, R., Újváry, D., Szemethy, L., & Csányi, S. (2012). Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica*, 57(4), 351-359.
- Bowkett, A. E., Rovero, F., & Marshall, A. R. (2008). The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African journal of ecology*, 46(4), 479-487.
- Buckland S.T., Rexstad E.A., Marques T.A. & Oedekoven C.S., 2015. Distance Sampling: Methods and Applications, Methods in Statistical Ecology, Springer International Publishing, Cham, 277
- Carbone C., Christie S., Conforti K., Coulson T., Franklin N., Ginsberg J.R., Griffiths M., Holden J., Kawanishi K., Kinnaird M., Laidlaw R., Lynam A., Macdonald D.W., Martyr D., McDougal C., Nath L., O'Brien T., Seidensticker J., Smith D.J.L., Sunquist M., Tilson R. & Wan Shahrudin W.N., (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4(1), 75–79.
- Carranza, J., de Trucios, S. J. H., Medina, R., Valencia, J., & Delgado, J. (1991). Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking. *Applied Animal Behaviour Science*, 30(3-4), 363-371.
- Chassagneux, A., Calenge, C., Marchand, P., Richard, E., Guillaumat, E., Baubet, E., & Saïd, S. (2020). Should I stay or should I go? Determinants of immediate and delayed movement responses of female red deer (*Cervus elaphus*) to drive hunts. *PloS one*, 15(3), e0228865.
- Coppes, J., Burghardt, F., Hagen, R., Suchant, R., & Braunisch, V. (2017). Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (*Cervus elaphus*). *PloS one*, 12(5), e0175134.
- Corgatelli, G., Mattiello, S., Colombini, S., & Crovetto, G. M. (2019). Impact of red deer (*Cervus elaphus*) on forage crops in a protected area. *Agricultural Systems*, 169, 41-48.
- Cusack J.J., Swanson A., Coulson T., Packer C., Carbone C., Dickman A.J., Kosmala M., Lintott C. & Rowcliffe J.M., (2015). Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *J. Wildl. Manage.* 79(6), 1014–1021.
- Durant, S. M., Craft, M. E., Hilborn, R., Bashir, S., Hando, J., & Thomas, L. (2011). Long-term trends in carnivore abundance using distance sampling in Serengeti National Park, Tanzania. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1490-1500.
- Farris, Z. J., Kelly, M. J., Karpanty, S. M., Ratelolahy, F., Andrianjakarivelo, V., & Holmes, C. (2012). Brown-tailed vontsira *Salanoia concolor* (Eupleridae) documented in Makira Natural Park, Madagascar: new insights on distribution and camera-trap success. *Small Carnivore Conservation*, 47, 82-86.
- Fichant, R. (2003). *Le cerf: biologie, comportement, gestion*. Le gerfaut.
- Foster, R. J., & Harmsen, B. J. (2012). A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management*, 76(2), 224-236.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.
- Gómez, J. M., & Hódar, J. A. (2008). Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *Forest Ecology and Management*, 256(6), 1384-1389.
- Henschel, P., & Ray, J. (2015). Leopards in African Rainforests-Survey and Monitoring Techniques.
- Hofmeester T.R., Rowcliffe J.M. & Jansen P.A., (2017). A simple method for estimating the effective detection distance of camera traps. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 3(2), 81–89.
- Hutchinson, J. M., & Waser, P. M. (2007). Use, misuse and extensions of “ideal gas” models of animal encounter. *Biological Reviews*, 82(3), 335-359.

- Ikeda, T., Uchida, K., Matsuura, Y., Takahashi, H., Yoshida, T., Kaji, K., & Koizumi, I. (2016). Seasonal and diel activity patterns of eight sympatric mammals in northern Japan revealed by an intensive camera-trap survey. *PLoS one*, *11*(10), e0163602.
- Jarnemo, A. (2008). Seasonal migration of male red deer (*Cervus elaphus*) in southern Sweden and consequences for management. *European Journal of Wildlife Research*, *54*(2), 327-333.
- Jathanna, D., Karanth, K. U., & Johnsingh, A. J. T. (2003). Estimation of large herbivore densities in the tropical forests of southern India using distance sampling. *Journal of Zoology*, *261*(3), 285-290.
- Jiménez, C. F., Quintana, H., Pacheco, V., Melton, D., Torrealva, J., & Tello, G. (2010). Camera trap survey of medium and large mammals in a montane rainforest of northern Peru. *Revista peruana de Biología*, *17*(2), 191-196.
- Johann, F., Handschuh, M., Linderoth, P., Dormann, C. F., & Arnold, J. (2020). Adaptation of wild boar (*Sus scrofa*) activity in a human-dominated landscape. *BMC ecology*, *20*(1), 1-14.
- Kuiters, A. T., & Slim, P. A. (2002). Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biological Conservation*, *105*(1), 65-74.
- Li, S., McShea, W. J., Wang, D., Shao, L., & Shi, X. (2010). The use of infrared-triggered cameras for surveying phasianids in Sichuan Province, China. *Ibis*, *152*(2), 299-309.
- Lilleeng, M. S., Rydgren, K., Halvorsen, R., Moe, S. R., & Hegland, S. J. (2018). Red deer structure the ground-dwelling beetle community in boreal forest. *Biodiversity and conservation*, *27*(10), 2507-2525.
- Linkie, M., Guillera-Arroita, G., Smith, J., Ario, A., Bertagnolio, G., Cheong, F., ... & Wong, C. C. (2013). Cryptic mammals caught on camera: assessing the utility of range wide camera trap data for conserving the endangered Asian tapir. *Biological Conservation*, *162*, 107-115.
- Loison, A., Toïgo, C., & Gaillard, J. M. (2003). Large herbivores in European alpine ecosystems: current status and challenges for the future. In *Alpine biodiversity in Europe* (pp. 351-366). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Maffei, L., Noss, A. J., Cuéllar, E., & Rumiz, D. I. (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, 349-353.
- Manzo E., Bartolommei P., Rowcliffe J.M. & Cozzolino R., (2012). Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriol. (Warsz)*. *57*(2), 165–172.
- Marchiori, E., Sturaro, E., & Ramanzin, M. (2012). Wild red deer [*Cervus elaphus* L.] grazing may seriously reduce forage production in mountain meadows. *Italian Journal of Animal Science*, *11*(1), e9.
- Melis, C., Buset, A., Aarrestad, P. A., Hanssen, O., Meisingset, E. L., Andersen, R., ... & Røskaft, E. (2006). Impact of red deer *Cervus elaphus* grazing on bilberry *Vaccinium myrtillus* and composition of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage. *Biodiversity & Conservation*, *15*(6), 2049-2059.
- Miller, D. L., Rexstad, E., Thomas, L., Marshall, L., & Laake, J. L. (2016). Distance sampling in R. *BioRxiv*, 063891.
- Morellet, N., GAILLARD, J. M., Hewison, A. M., Ballon, P., Boscardin, Y. V. E. S., Duncan, P., ... & Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, *44*(3), 634-643.
- Nakashima, Y., Fukasawa, K., & Samejima, H. (2018). Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology*, *55*(2), 735-744.
- Ouest France, « Les sites naturels français face au défi du déconfinement », [En ligne], <https://www.ouest-france.fr/leditiondusoir/2021-04-30/les-sites-naturels-francais-face-au-defi-du-deconfinement-53540c38-a8f7-4201-9aca->

7d561735d99d#:~:text=D%C3%A8s%20le%20mois%20de%20mai.engouement%20s'est%20confirm%C3%A9%20depuis (page consultée le 04 juin 2021).

Pépin, D., Adrados, C., Mann, C., & Janeau, G. (2004). Assessing real daily distance traveled by ungulates using differential GPS locations. *Journal of Mammalogy*, 85(4), 774-780.

Pépin, D., Adrados, C., Janeau, G., Joachim, J., & Mann, C. (2008). Individual variation in migratory and exploratory movements and habitat use by adult red deer (*Cervus elaphus* L.) in a mountainous temperate forest. *Ecological Research*, 23(6), 1005-1013.

Pépin, D., Morellet, N., & Goulard, M. (2009). Seasonal and daily walking activity patterns of free-ranging adult red deer (*Cervus elaphus*) at the individual level. *European Journal of Wildlife Research*, 55(5), 479-486.

Pellerin, M., Saïd, S., Richard, E., Hamann, J. L., Dubois-Coli, C., & Hum, P. (2010). Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management*, 260(4), 429-437.

Pérez-Barbería, F. J., Hooper, R. J., & Gordon, I. J. (2013). Long-term density-dependent changes in habitat selection in red deer (*Cervus elaphus*). *Oecologia*, 173(3), 837-847.

Pfeffer, S. (2016). Comparison of three different indirect methods to evaluate ungulate population densities.

Prévot, C., & Licoppe, A. (2013). Comparing red deer (*Cervus elaphus* L.) and wild boar (*Sus scrofa* L.) dispersal patterns in southern Belgium. *European Journal of Wildlife Research*, 59(6), 795-803.

Réserves naturelles de France, « Analyse des éco-compteurs de la Réserves naturelle des Hauts de Chartreuse et déconfinement », [En ligne], <https://www.reserves-naturelles.org/actualites/analyse-des-eco-compteurs-de-la-reserves-naturelle-des-hauts-de-chartreuse-et> (page consultée le 04 juin 2021).

Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (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. *Hystrix*, 24(2).

Rovero, F., Martin, E., Rosa, M., Ahumada, J. A., & Spitale, D. (2014). Estimating species richness and modelling habitat preferences of tropical forest mammals from camera trap data. *PloS one*, 9(7), e103300.

Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T. & Carbone C., (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J. Appl. Ecol.* 45(4), 1228–1236.

Rowcliffe J.M., Carbone C., Jansen P.A., Kays R. & Kranstauber B., (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps: An adapted distance sampling approach. *Methods Ecol. Evol.* 2(5), 464–476.

Schütz, M., Risch, A. C., Leuzinger, E., Krüsi, B. O., & Achermann, G. (2003). Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management*, 181(1-2), 177-188.

Silveira, L., Jacomo, A. T., & Diniz-Filho, J. A. F. (2003). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological conservation*, 114(3), 351-355.

Silver, S. C., Ostro, L. E., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M. J., ... & Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38(2), 148-154.

Singh, P., & Macdonald, D. W. (2017). Populations and activity patterns of clouded leopards and marbled cats in Dampa Tiger Reserve, India. *Journal of Mammalogy*, 98(5), 1453-1462.

Thiry, D., Mauroy, A., Saegerman, C., Licoppe, A., Fett, T., Thomas, I., ... & Linden, A. (2017). Belgian wildlife as potential zoonotic reservoir of hepatitis E virus. *Transboundary and Emerging Diseases*, 64(3), 764-773.

Tobler, M. W., Carrillo-Percastegui, S. E., Pitman, R. L., Mares, R., & Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, *11*(3), 169-178.

Trdan, S., & Vidrih, M. (2008). Quantifying the damage of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on grassland production in southeastern Slovenia. *European Journal of Wildlife Research*, *54*(1), 138-141.

Résumé :

Cette étude vise à utiliser les données d'abondance de l'espèce *Cervus elaphus*, extraites d'un réseau de pièges photographiques, afin de les appliquer à un modèle de Random Encounter pour en estimer la densité de ces populations. Les paramètres nécessaires à la mise en place d'une telle modélisation sont déterminés par encodage des prises de vue, télémétrie et distance-sampling. Les densités obtenues sont comprises entre 4.23 et 5.11 individus aux 100ha. La comparaison aux indices d'abondance estimés par capture-marquage-recapture sur la même zone d'étude s'avèrent toutefois significativement inférieures. Cependant les estimations apportées par le modèle REM demeurent de l'ordre du plausible. L'utilisation de données de télémétrie plus récentes ou apportées par des indices supplémentaires pourrait permettre de parfaire l'estimation des paramètres utilisés dans le calcul d'estimation de la densité de l'espèce. La comparaison à d'autres indices d'abondance et de densité est également à envisager pour mieux évaluer la crédibilité du modèle REM appliqué à la gestion des grands herbivores forestiers.

Estimation of the density of *Cervus elaphus* in the forest of St-Michel - Freyr by a network of camera traps.

Abstract :

This study aims to use abundance data of the species *Cervus elaphus*, extracted from a network of camera traps, in order to apply them to a Random Encounter model to estimate the density of these populations. The parameters necessary for the implementation of such a model are determined by encoding the shots, telemetry and distance-sampling. The densities obtained are between 4.23 and 5.11 individuals per 100ha. The comparison with the abundance indices estimated by capture-mark-recapture on the same study area are however significantly lower. However, the estimates provided by the REM model remain plausible. The use of more recent telemetry data or additional indices could allow the estimation of the parameters used in the calculation of the density of the species to be perfected. Comparison to other indices of abundance and density should also be considered to better assess the credibility of the REM model as applied to large forest herbivore management.