

Mémoire

Auteur : Tirifahy, Clara

Promoteur(s) : Magain, Nicolas

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/20881>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

État des populations et succès reproducteur de la
Chevêche d'Athena (*Athene noctua*) en Hesbaye
belge et analyse complémentaire du suivi GPS
d'un individu au sein du Parc naturel Burdinale
Mehaigne (Liège, BE).

Clara Tirifah

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de master de biologie de la
conservation : biodiversité et gestion.

Département de Biologie, Ecologie et Evolution
Biologie de l'évolution et gestion de la biodiversité
Année académique 2023-2024
Août 2024

Promoteurs : Nicolas Magain
Encadrants : Anne-Laure Geboes
Arnaud Vansteenkiste

État des populations et succès reproducteur de la Chevêche d'Athena (*Athene noctua*) en Hesbaye belge et analyse complémentaire du suivi GPS d'un individu au sein du Parc naturel Burdinale Mehaigne (Liège, BE)..... 1

Introduction	1
Contexte européen	1
Le déclin des oiseaux agricoles	1
La Chevêche d'Athena	2
Pourquoi s'y intéresser ?	2
Statut, état des populations et facteurs de déclin	2
Répartition	3
Morphologie et écologie.....	4
Distribution et tendances des populations belges	7
Nos zones d'études	9
La Hesbaye	9
Le parc naturel Burdinale-Mehaigne et ses actions	11
Initiatives et projets pour la conservation de la Chevêche d'Athena	12
Analyse de la population de Chevêches d'Athena	12
Suivi GPS.....	14
Avantages	14
Inconvénients	14
Défis	15
Le cas de la Belgique	16
Objectifs	16
Matériels et méthode.....	17
Collecte de données	17
Baguage (Hesbaye).....	17
Reprise (Hesbaye)	17
Balisage (PNBM).....	17
Préparation de données et analyses statistiques.....	19
Données de baguage (Hesbaye)	19
Analyses descriptives.....	19
Analyses statistiques	20
Données de reprise (Hesbaye)	22
Données de balisage (PNBM)	22
Résultats	23
Baguage (Hesbaye)	23
Analyses descriptives	23
Analyses statistiques.....	29
Reprise (Hesbaye)	34
Balisage (PNBM)	38
Discussion	41
Baguage (Hesbaye)	41
Difficultés	41
Interactions démographiques et influence des bagueurs.....	42
Succès reproducteur	43
Influence de l'habitat.....	44
Perspectives	46
Reprise (Hesbaye)	46
Dispersion, échanges et recrutements	46
Distances parcourues	47
Balisage (PNBM)	48
Difficultés	48
Analyses des résultats.....	48
Perspectives	50
Bibliographie.....	51
Annexes	56
Annexe 1.....	56
Annexe 2.....	57
Annexe 3.....	59
Annexe 4.....	60
Annexe 5.....	61

État des populations et succès reproducteur de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) en Hesbaye belge et analyse complémentaire du suivi GPS d'un individu au sein du Parc naturel Burdinale Mehaigne (Liège, BE).

Remerciements

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire.

Tout d'abord, un grand merci à M. Nicolas Magain, mon promoteur, pour ses précieux conseils et ses relectures attentives. Ses suggestions ont été cruciales pour l'aboutissement de ce travail.

Je remercie également chaleureusement M. Arnaud Vansteenkiste, mon encadrant, qui a pris en charge le projet en cours de route avec une grande disponibilité et un soutien précieux. Sa contribution a été déterminante pour la progression de ce mémoire.

Je souhaite aussi exprimer ma gratitude à Madame Anne-Laure Geboes, qui a été présente en tant qu'encadrante en début de projet et a fourni des pistes de travail essentielles.

Je remercie le Centre Belge de baguage, Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (SPP Politique scientifique) et tous les bagueurs bénévoles qui collectent les données et participent au financement du système. Parmi eux, un remerciement tout particulier à Thierry Ory, René Landrain, et Alain Hancel pour leur temps, leurs conseils, leurs anecdotes, leurs données, leurs bouquins, ainsi que pour leur grande gentillesse.

Je suis également reconnaissante envers mes collègues du PNB, en particulier Inès Van Den Broucke et Hadien Gullet, pour leur aide dans l'obtention de données et pour leurs contacts précieux. Merci également à Sébastien Leunen pour ses encouragements et à Aurélie De Cooman, chargée du projet au parc, pour son aide.

Je remercie mes lecteurs, Lise-Marie Pigneur et Arnaud Beckers, pour leur lecture attentive et leur évaluation constructive.

Je suis aussi reconnaissante envers Emilien Burlet et Cécile Dupont pour leur relecture et les délicieux pancakes qui ont égayé les moments les plus stressants.

Un grand merci à ma sœur pour sa bonne humeur et ses blagues, qui m'ont redonné le moral, ainsi qu'à ma grand-mère pour son soutien infaillible. Merci aussi à la famille de mon compagnon pour leurs encouragements.

Enfin, ma plus profonde reconnaissance va à mon compagnon, pour sa patience, son soutien constant, et pour avoir été mon pilier tout au long de ce projet. Merci de m'avoir supportée et encouragée, même dans les moments de doute.

Longue vie à la Chevêche d'Athéna !

Résumé

La Chevêche d'Athena est un oiseau nocturne, cavernicole, opportuniste et généraliste, étroitement lié aux milieux agricoles. Cette espèce connaît un certain déclin en Europe, avec des populations parfois proches de l'extinction, comme c'est le cas au Danemark. Ce déclin est principalement dû à l'intensification agricole, qui entraîne la dégradation ou la disparition de son habitat (sites de nidification et perchoirs) ainsi qu'à l'utilisation de substances agro-industrielles affectant ses ressources alimentaires. En Belgique, la situation de la Chevêche d'Athena varie : elle est classée comme "Least Concerned" en Flandre mais "Vulnerable" en Wallonie, selon les listes rouges régionales.

Dans ce contexte, nous avons étudié la situation de la Chevêche d'Athena en Hesbaye belge, une écorégion répartie sur la Flandre et la Wallonie, caractérisée par ses vastes openfields. L'objectif de notre étude est d'évaluer l'état de la population et le succès reproducteur de cette espèce dans cette région. En complément, un suivi GPS a été réalisé sur un mâle de Chevêche à proximité du Parc naturel Burdinale-Mehaigne (juillet 2023).

Lors de cette étude, les relations entre différents facteurs environnementaux, tels que la structure de l'habitat et les conditions météorologiques, et leur impact sur l'état de la population, le succès reproducteur et les déplacements individuels ont été examinés. Nous avons donc analysé les données de baguage et de reprises collectées entre 2007 et 2023 par le Centre Belge de Bagueage, ainsi que les données issues du suivi GPS.

En Hesbaye, nos résultats indiquent que la population de Chevêches d'Athena possède des effectifs suffisants pour maintenir sa stabilité. Bien que les conditions météorologiques puissent affecter certains aspects tels que le nombre de jeunes par nid, le taux de succès d'éclosion, et les distances parcourues la nuit, elles ne peuvent pas expliquer entièrement la variation observée. L'étude révèle également que la structure de l'habitat joue un rôle déterminant dans l'occupation des cavités et leur taux d'occupation. Cependant, une fois qu'une cavité est occupée, l'habitat n'affecte pas le nombre de jeunes par nid. Il est également possible que l'activité des bagueurs influence les effectifs annuels d'adultes et les taux d'occupation des cavités, bien que cette tendance nécessite encore une validation plus approfondie. En ce qui concerne les déplacements des individus bagués, nous avons observé un déplacement post-juvénile le long d'un axe Ouest-Est, alors que la Chevêche d'Athena n'est généralement pas associée à des directions de déplacement spécifiques. Outre les conditions météorologiques, l'habitat et l'effort des bagueurs, d'autres facteurs tels que la disponibilité alimentaire, la pression de prédation et les maladies pourraient également influencer les variations annuelles de population, le succès reproducteur et les déplacements des individus. Toutefois, nous n'avons pas pu évaluer l'impact de ces variables en raison des lacunes dans la littérature disponible pour notre zone d'étude et notre période d'observation.

Pour optimiser la conservation des Chevêches d'Athena en Hesbaye, nous recommandons de développer un réseau plus homogène de bagueurs dans la région. Cela permettrait une surveillance plus étendue et cohérente des populations. Il est également essentiel d'accroître les connaissances concernant la disponibilité alimentaire, la pression de prédation et les maladies. Une meilleure compréhension de ces facteurs permettrait de les relier aux données existantes et d'évaluer leur impact sur les populations de Chevêches d'Athena. Par ailleurs, nous suggérons de créer ou de restaurer certaines zones dans le but de diversifier et maximiser les micro-habitats de haute qualité. Cette approche améliorerait l'environnement général, bénéficiant ainsi non seulement à la faune et à la flore en général, mais également à la Chevêche d'Athena en particulier.

État des populations et succès reproducteur de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) en Hesbaye belge et analyse complémentaire du suivi GPS d'un individu au sein du Parc naturel Burdinale Mehaigne (Liège, BE).

Introduction

Contexte européen

Entre 1980 et 2021, les estimations suggèrent que l'Europe a subi une perte d'entre 560 et 620 millions d'oiseaux nicheurs, soit un déclin global de 17 à 19 % de l'abondance des espèces nicheuses (Burns et al., 2021). Pourtant, on estime qu'une diminution, même relativement faible, des espèces d'oiseaux communs engendrera non seulement une perte conséquente d'individus, et donc une chute de la biomasse aviaire, mais aussi et surtout, provoquera un déséquilibre au niveau écosystémique. Cela se manifestera tant d'un point de vue structurel que fonctionnel, ainsi que dans les services qu'ils peuvent rendre à l'Homme et à l'environnement en général (Burns et al., 2021).

De plus, en Europe, les populations d'espèces les plus affectées par ce déclin sont celles associées aux terres agricoles, avec une diminution de $56,8\% \pm 4,9$ de l'abondance entre 1980 et 2016 (Rigal et al., 2023). C'est notamment le cas de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*), qui est l'espèce principale étudiée dans ce mémoire (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). En comparaison, les oiseaux forestiers ont subi un déclin plus modéré ($-17,7\% \pm 9$) de leur abondance (Rigal et al., 2023). Pour contrer cette tendance, l'Europe a mis en place des directives pour ses États membres, exigeant la conservation et la restauration des habitats ainsi que la protection de la faune et de la flore menacées. Ces directives, connues sous les noms de "oiseaux" (2009/147/CE) et "habitats" (92/43/CEE), constituent les piliers fondamentaux de la politique de préservation de la nature en Europe (McMahon et al., 2020).

Le déclin des oiseaux agricoles

Le déclin des oiseaux dits « agricoles » est un problème majeur, affectant significativement diverses espèces telles que le bruant proyer (*Emberiza calandra*), le vanneau huppé (*Vanellus vanellus*), l'alouette des champs (*Alauda arvensis*), la perdrix grise (*Perdix perdix*), la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*), le tarier des prés (*Saxicola rubetra*), la bergeronnette printanière (*Motacilla flava*), le pipit farlouse (*Anthus pratensis*), le bruant jaune (*Emberiza citrinella*), le moineau friquet (*Passer montanus*) ou encore, l'espèce cible de ce mémoire, la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) (Habel et al., 2015; Paquet, 2023; Voříšek et al., 2010). Une cause récurrente de cette diminution réside dans l'intensification agricole caractérisée par l'utilisation de pesticides et d'engrais synthétiques (BirdLife International, 2024a-i ; Mayer et al., 2021 ; Paquet, 2023). Cependant, ces substances ne sont pas les seules responsables du déclin ; diverses pratiques associées à l'intensification de l'agriculture ont conduit à une simplification du paysage et à des pertes d'habitats. Ces actions incluent, entre autres, les fauches multiples et hâtives, les changements dans les cultures céréalières (priviliégiant les céréales d'hiver au détriment des céréales d'été), la suppression des jachères, le drainage des prairies et des zones humides, le labourage et le pâturage jusqu'aux marges des parcelles, la destruction des haies et des broussailles, ainsi que la transformation de prairies permanentes en cultures (BirdLife International, 2024a-i; Mayer et al., 2021; Paquet, 2023). Les pratiques agricoles intensives entraînent ainsi une perte de sites potentiels de nidification,

une diminution des habitats semi-ruraux¹, et une réduction de l'approvisionnement alimentaire à la fois pour les adultes et les jeunes, que ce soit en graines ou en invertébrés (BirdLife International, 2024a-i; Mayer et al., 2021). Ces interventions affectent différemment chaque espèce, ce qui rend difficile une synthèse concise de leur impact spécifique. Pour cette raison, ce mémoire se concentre sur l'étude de la Chevêche d'Athena comme exemple représentatif des défis de conservation dans les zones agricoles.

La Chevêche d'Athena

Pourquoi s'y intéresser ?

De par sa nature, la Chevêche d'Athena est un modèle de recherche prometteur en conservation et en biologie. Cependant, comparativement à certaines espèces aviaires, les chouettes et les hiboux font face à des lacunes dans l'étude de leur biologie de base (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Cette espèce est facilement manipulable, généralement aisée à capturer, et relativement répandue dans les paysages anthropisés ainsi que dans les centres de soins pour oiseaux, ce qui facilite grandement son étude (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Il est intéressant d'étudier la Chevêche d'Athena, car elle nous reflète, tel un miroir, notre impact sur le monde. En effet, elle nous rappelle que nous avons une influence sur les paysages ruraux de nos régions, mais aussi, à plus grande échelle, que nous avons une empreinte écologique (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Statut, état des populations et facteurs de déclin

La Chevêche d'Athena est protégée au niveau européen par diverses directives et accords. Parmi ceux-ci, on peut citer la directive oiseau (2009/147/CE), mais aussi la convention de Berne (CETS No. 104). Au total, la Chevêche d'Athena est sous la protection de quatre instruments/accords légaux (European Environment Agency, 2021).

La population mondiale de la Chevêche d'Athena est estimée entre 5 et 10 millions d'individus matures, dont environ 1,15 million à 2,14 millions se trouvent en Europe (IUCN, 2018, 2020). Que ce soit au niveau mondial, européen ou méditerranéen, elle est classée par l'IUCN dans les espèces les moins préoccupantes vis-à-vis du risque d'extinction (LC, Least Concern) (IUCN, 2018, 2020 ; IUCN et al., 2021). Cependant, il est à noter qu'avant 2021 elle ne faisait tout bonnement pas partie de cette liste rouge européenne. Concernant la liste rouge wallonne de 2020, celle-ci classe la Chevêche d'Athena dans les espèces vulnérables (VU, Vulnerable) (Paquet et al., 2021). En revanche, en Flandre, elle reste classée dans la catégorie "Least Concern" (Devos, 2016).

Depuis le XXe siècle, la population de la Chevêche d'Athena en Europe est en déclin, atteignant par exemple jusqu'à 50% de perte en Pologne sur une période de dix ans (1994-2004) (Chrenková et al., 2017 ; Mayer et al., 2021 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Bien que son déclin soit particulièrement préoccupant au Danemark, où elle est proche de l'extinction, elle connaît également une diminution significative dans d'autres parties de l'Europe centrale (Mayer et al., 2021). Cette diminution est principalement causée par la disparition des sites de nidification et des perchoirs, due à l'intensification agricole (Mayer et al., 2021 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). De plus, cette intensification a un impact négatif sur la disponibilité alimentaire de la Chevêche d'Athena, notamment en raison de l'utilisation généralisée de pesticides et d'engrais chimiques, qui affectent les espèces se nourrissant d'invertébrés (Rigal

¹Une commune est dite semi-rurale lorsque 60 à 85% de la surface est composée de territoires ruraux (les espaces ruraux reprennent les territoires agricoles, les forêts et milieux semi-naturels et les zones humides) (Programme wallon de développement rural 2014- 2020, s. d.).

et al., 2023 ; Tomé et al., 2008). Cela devient encore plus préoccupant pour l'espèce quand on sait que sa reproduction est restreinte par la disponibilité de la nourriture (Staggenborg et al., 2017). En outre, l'intensification de l'agriculture conduit également à une réduction de l'hétérogénéité de l'environnement, ce qui entraîne une diminution de la diversité des niches écologiques dans les zones agricoles. Cette modification de la quantité et de la distribution des ressources a un impact significatif sur la Chevêche d'Athena (Michel et al., 2017).

Il semblerait que la Chevêche d'Athena soit également impactée négativement par les conditions météorologiques (Knötzsch, 1988). En effet, celles-ci peuvent influencer sur le succès reproducteur de l'espèce (Knötzsch, 1988 ; Tomé et al., 2008). Des conditions médiocres peuvent perturber voire empêcher la chasse, ce qui a des répercussions sur la reproduction. En pratique, cela peut compromettre les conditions des adultes, nuisant ainsi à la couvée ou retardant la ponte, voire entraîner la mortalité des individus (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). On sait par exemple qu'en mars en Wallonie, pour chaque 100L de pluie supplémentaire tombé par m², la ponte est retardée de 6 jours (Bultot et al., 2001).

D'autres facteurs que la perte d'habitat, la disponibilité alimentaire et les conditions météorologiques peuvent influencer sur la survie de l'espèce. On peut citer les collisions routières, les empoisonnements secondaires (via les pesticides, insecticides, les métaux lourds, etc.), le piégeage involontaire (dans des cheminées, des poteaux électriques, des abreuvoirs), les prédateurs, les parasites, les maladies et les blessures (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Répartition

Malgré son déclin, la Chevêche d'Athéna, originaire du bassin méditerranéen, possède actuellement une aire de répartition qui s'étend de l'Europe à l'Asie, en passant par le nord de l'Afrique (Van Nieuwenhuysse et al., 2023) (Fig. 1).

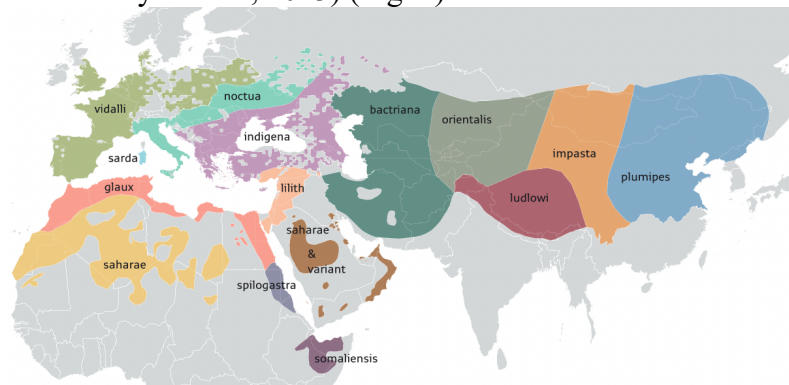


Figure 1: Distribution mondiale des 14 sous-espèces de Chevêches d'Athena (*Athene noctua*) (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

En Belgique, on retrouve uniquement la sous-espèce *Athene noctua vidalii* Brehm A.E, sous-espèce la plus étudiée génétiquement. Cette sous-espèce est présente dans plusieurs pays d'Europe occidentale et centrale. Elle a été introduite en Grande-Bretagne et en Nouvelle-Zélande (souche néerlandaise et allemande respectivement) (Fig. 1). On constate également des croisements avec la sous-espèce *indigena*, étendant ainsi son aire de répartition encore plus à l'Est de l'Europe (Croatie, Hongrie, Nord de la Roumanie, etc.) (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Dans les sections suivantes, nous aborderons les caractéristiques spécifiques de la sous-espèce *vidalii*. Étant donné qu'il s'agit de la seule sous-espèce présente en Belgique, il n'est pas pertinent, dans le cadre de ce mémoire, de discuter des autres sous-espèces. Ainsi, chaque fois

que nous évoquerons la Chevêche d'Athena, nous ferons en réalité référence à la sous-espèce *vidalii*.

Morphologie et écologie

Petite, brune à taches blanches, longue sur pattes, tête ronde et surtout grands yeux jaunes, voici les premières choses que l'on remarque chez la Chevêche d'Athena (Fig. 2). On la reconnaît aussi par son côté trapu, compact et sa queue courte. Son vol proche du sol est également rapide et ondulant grâce à ses ailes arrondies et larges. L'envergure de ces ailes mesure entre 54 et 58 cm. Cependant, la Chevêche d'Athena fait une taille de 19 à 25 cm pour un poids de 160 à 250 grammes, elle n'est pas plus grosse qu'un merle. Elle est capable d'émettre plusieurs cris répétitifs allant du « kie-ew » au « kuuuuuup » en passant par le « miaw » et le « kjie-kjie-kjie ». Le cri des juvéniles se rapproche plus du « hsssss ». Elle pond en moyenne 3 à 5 œufs entre avril et mai (ces chiffres et dates peuvent varier selon les conditions environnementales et la condition physique des adultes) (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).



Figure 2 : Planche illustratrice de la sous-espèce *Athene noctua vidalii* par Joris De Raedt (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Lors de sa période de nidification, la Chevêche d'Athena est exclusivement cavernicole. Cela signifie qu'elle a besoin de cavités, de préférence naturelles à environ 3 m du sol, dans lesquelles elle pourra se reproduire (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Les habitats comprenant des vergers anciens, des arbres têtards et d'autres arbres offrant des cavités sont alors privilégiés (Coppée et al., 2008 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Elle peut également se complaire dans des cavités anthropiques telles que des brèches dans des hangars ou des granges (Habel et al., 2015). En l'absence de telles cavités, des nichoirs peuvent faire office de solution à court terme (Van Nieuwenhuysse et al., 2023) (Fig. 2). En période de nidification, on peut également la

retrouver dans d'autres habitats comme les forêts et les bois, mais aussi tout autre type de terrains agricoles (European Environment Agency, 2021). Cependant, il convient de noter que sa présence dans les forêts et les bois est généralement limitée dans nos régions en raison du risque de prédation par la chouette hulotte (*Strix aluco*) (Michel et al., 2016). Elle recherche également des habitats comprenant des pâturages et des prairies avec une végétation courte (< 10 cm) ou un sol nu pour faciliter sa visibilité lors de la chasse (Coppée et al., 2008 ; Mayer et al., 2021 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Des perchoirs sont également nécessaires pour la chasse, ainsi qu'une disponibilité alimentaire pérenne sur l'année (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Ces perchoirs/sites de repos peuvent être des arbres fruitiers, des tas de bois, des nichoirs (non destinés à la reproduction) ou de petites bâtisses (Bock et al., 2013). Ces habitats sont typiques des petites exploitations agricoles conservatoires, qu'elles soient rurales ou semi-rurales (PNBM, 2023 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Elle se nourrit principalement de micromammifères et d'invertébrés, qu'elle capture depuis un perchoir ou en marchant sur le sol (Mayer et al., 2021 ; Tomé et al., 2008) (Fig. 3). Étant plutôt généraliste, elle peut également se nourrir d'autres oiseaux ou même d'amphibiens (Mayer et al., 2021) (Fig. 3). Le poids de ses proies se limite à 50 gr (Jacobsen et al., 2016). Ses activités de chasse se déroulent principalement pendant la nuit et au crépuscule (Tomé et al., 2008). Son régime alimentaire est influencé par divers facteurs écologiques, notamment le type d'habitat, la disponibilité des proies et la variation de leur abondance, les conditions météorologiques, sa propre stratégie opportuniste ainsi que la dynamique du milieu (Kolendrianou et al., 2022).



Figure 3 : Garde-manger d'une Chevêche d'Athene (*Athene noctua*) (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Son comportement alimentaire généraliste couplé à sa capacité à vivre dans divers habitats pourrait expliquer son aptitude à maintenir, voire améliorer localement ses populations dans un certain nombre d'environnements (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Cependant, pour assurer un succès reproducteur, il est essentiel de trouver une quantité et une distribution importante d'habitat de haute qualité ainsi qu'un accès aux ressources suffisant, la nourriture étant le facteur biotique le plus limitant chez cette espèce (Michel et al., 2017 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). De plus, le choix du site de nidification de la Chevêche d'Athene n'est pas dû au hasard. Son premier critère de sélection est le risque de prédation. Ce critère est

aussi l'un des principaux critères affectant le succès reproducteur de l'espèce (Tome et al., 2024). Certaines études suggèrent que la taille, les dimensions, le nombre d'entrées ou même leur forme aient un impact sur le choix du site de nidification (Tome et al., 2024 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Elle va alors privilégier des cavités à entrées multiples si possibles longues et sinueuses menant à une chambre profonde (Tome et al., 2024 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Ce type de cavité est plus fréquent dans des arbres de grand diamètre et assure un meilleur succès reproducteur (Tome et al., 2024). L'orientation semble aussi importante, les cavités dont l'entrée principale est exposée au vent et à la pluie ont un taux d'échec de reproduction plus important (Tome et al., 2024 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Michel et al. (2017) ont montré que les besoins de cette espèce varient selon les saisons. Cette étude s'est déroulée dans un environnement relativement intensif, caractérisé par des parcelles agricoles intensivement cultivées, entrecoupées de vignobles, vergers et prairies. L'été, la Chevêche d'Athéna serait plutôt à la recherche d'une hétérogénéité des champs (dont l'hétérogénéité de gestion). Elle va donc, par exemple, privilégier des zones comportant plusieurs champs de cultures différentes à divers stades de développement plutôt que de grandes surfaces de monoculture (Michel et al., 2017). Une diversité des champs conduit à une diversité alimentaire, on dit qu'il y a supplémentation du paysage ou qu'il y a un apport de ressources substituables (Michel et al., 2017 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). En hiver, c'est plus une hétérogénéité structurelle qui est valorisée. Cela signifie qu'elle va avoir tendance à occuper des sites qui contiennent à la fois des ressources alimentaires suffisantes, mais aussi des sites de nidification et des perchoirs, maximisant la proximité entre ces éléments (Michel et al., 2017). Ce phénomène s'appelle « la complémentation du paysage », il fait référence aux ressources non substituables (Michel et al., 2017 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Il en découle deux processus écologiques pouvant affecter le succès reproducteur de l'espèce. L'un de ces processus est la complémentation du paysage dans le domaine vital de la mère : plus il y a d'habitats riches en nourriture à proximité, plus la taille de la nichée sera importante (peu importe la taille du domaine vital) (Michel et al., 2017). *A contrario*, toujours dans le contexte de l'étude, la taille du domaine vital du mâle joue un rôle en milieu intensif. En effet, son domaine vital est lié positivement à la survie des oisillons, car un grand domaine vital signifie une plus grande supplémentation paysagère et donc des ressources alternatives. Toutefois, un domaine vital plus grand chez le mâle peut nuire aux conditions des oisillons, probablement en raison de leur densité plus élevée due à un taux de survie supérieur. De plus, cela peut également affecter les conditions du mâle adulte en raison d'un déséquilibre entre les dépenses et les apports lors de l'acquisition des ressources (Michel et al., 2017). Dans cet article, la taille moyenne du domaine vital en été pour les mâles était de $19,9 \pm 9,0$ ha, tandis que pour les femelles, elle était de $16,3 \pm 6,5$ ha (Michel et al., 2017). Cependant, il est important de noter que la taille du domaine vital des Chevêches d'Athéna peut varier en fonction de nombreux facteurs, tels que la saison, le sexe de l'individu, la densité de la population, l'habitat et, surtout, la disponibilité et la distribution des ressources alimentaires (Staggenborg et al., 2017). Par conséquent, il est difficile de déterminer avec certitude la taille exacte du domaine vital de cette espèce. Certaines études estiment que la taille moyenne du domaine vital en période de reproduction est de 50 ha, tandis que d'autres l'estiment à 19,9 ha (Grzywaczewski, 2009 ; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). D'autres encore rapportent des valeurs maximales pour les femelles de 12 ha dans des terres cultivées homogènes et des valeurs minimales de 2 ha dans des milieux très diversifiés en période de reproduction (Staggenborg et al., 2017).

Distribution et tendances des populations belges

Du point de vue de la distribution et de la tendance des populations belges, les données quantitatives accessibles sont considérées comme incomplètes ou faibles (European Environment Agency, 2021). Selon l'Atlas Wallon des oiseaux nicheurs de 2010 (l'Atlas de Belgique datant de 1988 n'a pas encore été mis à jour), on estime qu'il y a 3 700 couples de Chevêche d'Athéna en Wallonie (12 000 couples en 1940), répartis avec une grande disparité (Coppée et al., 2008 ; Jacob et al., 2010) (Fig. 4). En effet, entre 2001 et 2007, 2442 couples ont été détectés en Belgique centrale (« Middle Belgium »), 629 dans le Condroz, 370 en Fagne-Faméenne, 259 en Ardenne et enfin entre 30 et 60 en Lorraine. De plus, elle est généralement très rare au niveau des grands centres urbains tels que Huy, Charleroi, Namur, Liège, etc. bien qu'elle puisse subsister au niveau de certains jardins et prairies (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). De nouvelles données datant de fin 2019 estiment quant à elles que la population compte désormais entre 2000 et 2300 couples en Wallonie, soit une réduction de 40% en une quinzaine d'années (Buslain, 2021). De plus, certaines données des Pays-Bas (Van Nieuwenhuysse et al., 2023) indiquent que l'année 2021 a été médiocre pour le succès des œufs de Chevêche d'Athéna suite aux mauvaises conditions météorologiques, ce qui pourrait avoir des répercussions sur le nombre de couples les années suivantes (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). En Belgique, le printemps 2021 a été caractérisé par des températures fraîches et des précipitations contrastées, avec une période sèche en mars-avril, suivie d'une humidité nettement accrue en mai (IRM, 2021b). L'été 2021 a été très pluvieux, avec des inondations importantes en juillet, et également marqué par des températures fraîches. On peut donc s'attendre à des résultats similaires dans nos régions (IRM, 2021a).

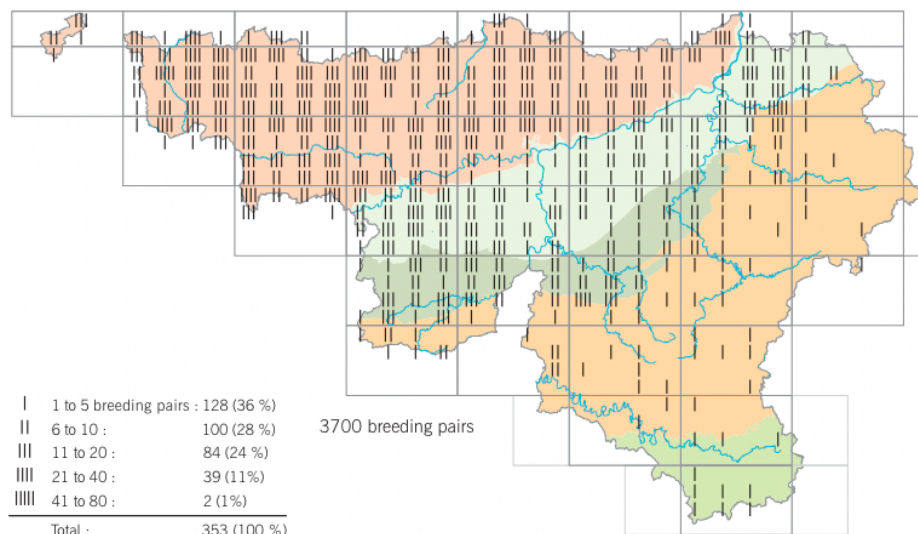


Figure 4 : Distribution de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) en Wallonie entre 2001 et 2007 (Jacob et al., 2010). Rouge : Moyenne Belgique, Nord du sillon sambro-mosan, région limoneuse. Vert clair : Condroz. Vert foncé : Fagne-Faméenne. Orange : Ardenne. Vert moyen : Lorraine.

Concernant la situation flamande, l'atlas des oiseaux nicheurs flamands de 2000-2002 estimait que la population de la Chevêche d'Athéna se situait entre 6 000 et 10 000 couples (Vermeersch et al., 2004). Les populations étaient principalement réparties dans la région argileuse (« Leemstreek ») avec 40 % des effectifs, ainsi que dans les régions sablonneuses et sablo-argileuses (« Zandig en Zandlemig ») avec 46 % des effectifs. De plus petites populations subsistaient dans les Polders, les Campines (« Kempen ») et la Hesbaye flamande (« Haspengouw ») (Fig. 5 et 6) (Van Nieuwenhuysse et al., 2023).

Jusqu'en 2018, l'espèce n'a pas fait l'objet d'un suivi rigoureux, rendant impossible une estimation récente de sa population, ce qui explique son absence dans l'atlas de 2013-2018. Cependant, en 2018, Natuurpunt a lancé en Flandre le « Project Steenuil » (projet Chevêche d'Athéna), qui se poursuivra jusqu'en décembre 2024 (Waarneming.be, s. d.). Contrairement à la Wallonie, la population flamande est jugée stable, que ce soit à court ou à long terme (Steeneing | Ecopedia, 2018). Un nouvel atlas flamand pour les années 2020-2024 devrait être publié prochainement.

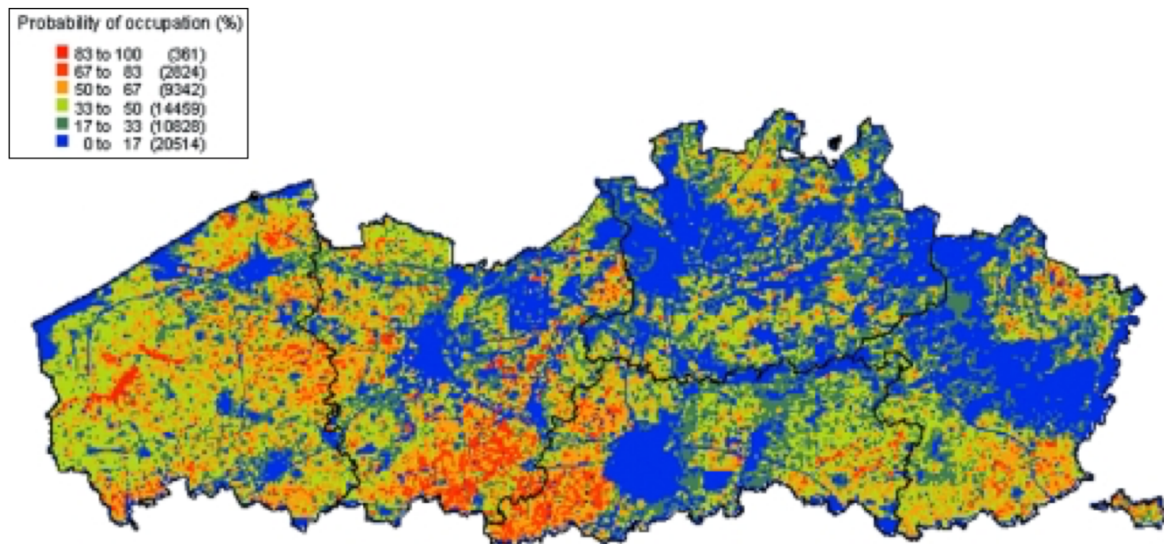


Figure 5 : Prédiction (50%) des probabilités d'occupation de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) en Flandre en 2001 (Segers et al., 2001)



Figure 6 : Régions et sous-régions géographiques traditionnelles (Vanhecke et al., 2012)

Il est à noter qu'en Belgique, entre 1950 et 2000, la quasi-totalité des vergers hautes tiges ont disparu, remplacés par des vergers basses tiges moins favorables à cette espèce (Diversifruits, s. d.; Stevens et al., 2009). Les vergers hautes tiges sont pourtant des paysages très importants pour la Chevêche d'Athéna en raison de leur structure en mosaïque et de leur richesse en ressources diversifiées (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Les derniers vergers hautes tiges ont donc été reclassés en tant que prairies à haute valeur biologique en Wallonie (MC4) (Diversifruits, s. d.). Après la Seconde Guerre mondiale, les alignements d'arbres têtards, favorables à la nidification des Chevêches d'Athéna, se sont également raréfiés (Coppée et al., 2008). Or, de nombreuses études montrent que la fragmentation et la réduction des habitats favorables à l'espèce ont un impact négatif sur son comportement de nourrissage, sa reproduction, voire sa survie (Holsegård-Rasmussen et al., 2009 ; Jacobsen et al., 2016 ; Staggenborg et al., 2017).

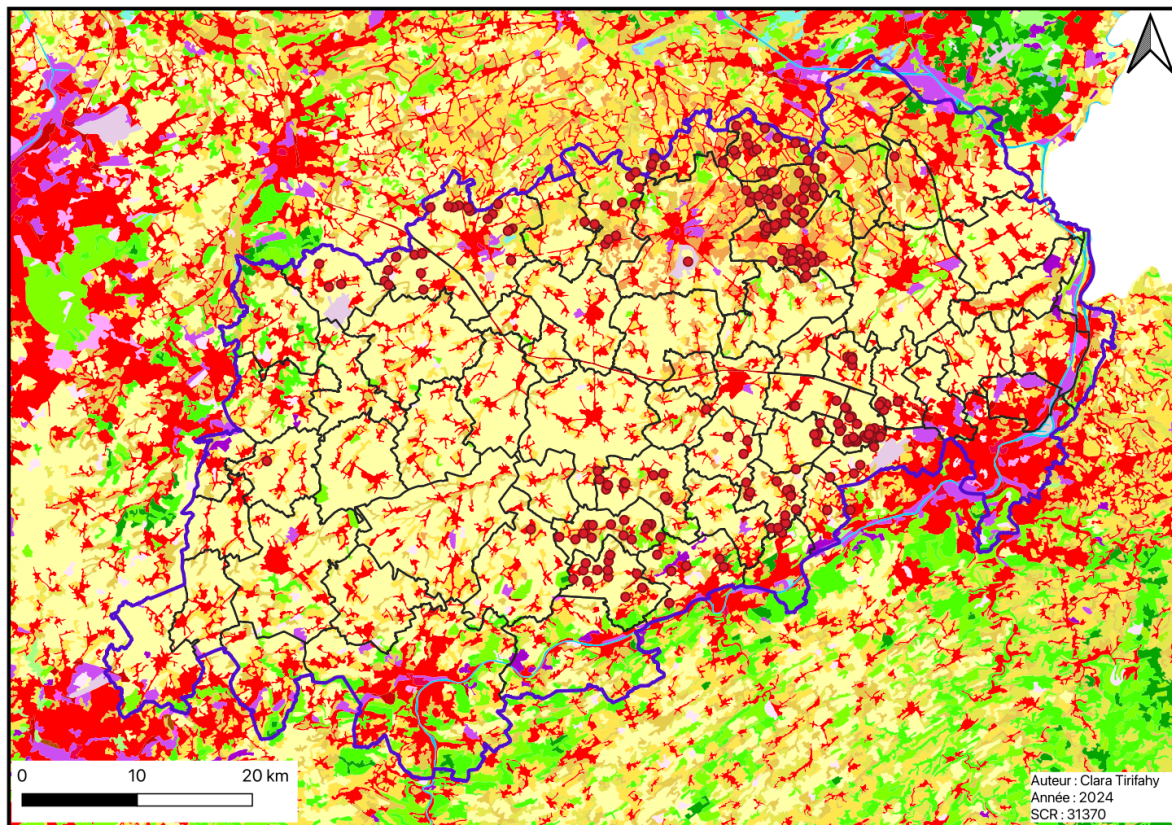
Nos zones d'études

La Hesbaye

La Hesbaye est l'une des écorégions de Belgique. Située au nord du sillon mosan, elle s'étend sur une partie de six provinces : Liège, Namur, Hainaut, Brabant-Wallon, Brabant-Flamand, et Limbourg (La Hesbaye, s. d.). Sa délimitation précise est complexe en raison de son caractère écologique et paysager (Wesmeal & Charlier, 1998). En effet, la Hesbaye se définit principalement par la nature de son sol, ses caractéristiques physiques et sa couverture terrestre (cultures, habitats, forêts) (Ministère de la région Wallonne & Fondation rurale de Wallonie, 1997). Connue sous le nom de « grenier à blé » de Belgique, cette région est caractérisée par un sol limoneux idéal pour la culture des céréales, favorisant ainsi un développement économique précoce. Ce sol fertile a également permis la culture du maïs, de la betterave sucrière, du lin et de divers légumes (Ministère de la région Wallonne & Fondation rurale de Wallonie, 1997; Rentmeesters, 2013). Dans les zones trop humides ou trop sèches pour les cultures, on trouve des prairies et des pâtures. Ainsi, le paysage de la Hesbaye est réputé pour ses vastes openfields à perte de vue. La région est également marquée par une faible couverture forestière, une concentration des habitations, et des fermes isolées (Ministère de la région Wallonne & Fondation rurale de Wallonie, 1997).

Il y a toutefois des différences notables entre la Hesbaye wallonne et la Hesbaye flamande. La Hesbaye wallonne est surtout connue pour ses vastes openfields, tandis que la Hesbaye flamande est réputée pour ses cultures fruitières. La Hesbaye flamande abrite de nombreux vergers, principalement à basses tiges, mais comprend également des vergers à hautes tiges, qui sont essentiels au paysage, à la culture et aux valeurs écologiques (Simoens, 2018). L'altitude moyenne de la région varie de 100 à 150 mètres au-dessus du niveau de la mer, bien qu'elle puisse descendre jusqu'à 50 mètres dans les vallées et atteindre 200 mètres sur les hauteurs. Malgré cela, la région reste globalement peu vallonnée (Ministère de la région Wallonne & Fondation rurale de Wallonie, 1997).

Pour ce mémoire, la zone de la Hesbaye a été délimitée en tenant compte de ces critères, ainsi que de la superposition de différentes cartes (Fig. 6, 9 et annexe 1) (Fig. 7). Nous avons sélectionné 69 communes qui font partie intégrante ou partielle de la Hesbaye. Afin de simplifier la représentation, les communes ont été intégralement représentées, même si elles ne couvrent que partiellement la Hesbaye (Fig. 8). La superficie totale couverte par cette étude est de 3 057,657 km².



- ▭ Limite de la Hesbaye
 - Communes de Hesbaye
 - Cavités localisées entre 2010 et 2023
- Corine LandCover 2018
- 111 - Tissu urbain continu
 - 112 - Tissu urbain discontinu
 - 121 - Unités industrielles ou commerciales
 - 122 - Réseaux routiers et ferroviaires et terrains associés
 - 123 - Zones portuaires
 - 124 - Aéroports
 - 131 - Sites d'extraction minière
 - 132 - Décharges
 - 133 - Chantiers de construction
 - 141 - Zones urbaines vertes
 - 142 - Installations sportives et de loisirs
 - 211 - Terres arables non irriguées
 - 222 - Arbres fruitiers et plantations de baies
 - 231 - Pâturages
 - 242 - Modes de culture complexes
 - 243 - Terres principalement occupées par l'agriculture avec d'importantes zones de végétation naturelle
 - 311 - Forêt de feuillus
 - 312 - Forêt de conifères
 - 313 - Forêt mixte
 - 321 - Prairies naturelles
 - 322 - Landes et bruyères
 - 324 - Arbuste forestier de transition
 - 331 - Plages - dunes - sables
 - 411 - Marais intérieurs
 - 412 - Tourbières
 - 421 - Marais salants
 - 423 - Zones intertidales
 - 511 - Cours d'eau
 - 512 - Plans d'eau
 - 522 - Estuaires
 - 523 - Mer et océan
 - 999 - NODATA

Figure 7 : Caractérisation de la Hesbaye dans le cadre de ce mémoire et position des cavités localisées pour cette étude entre 2010 et 2023.

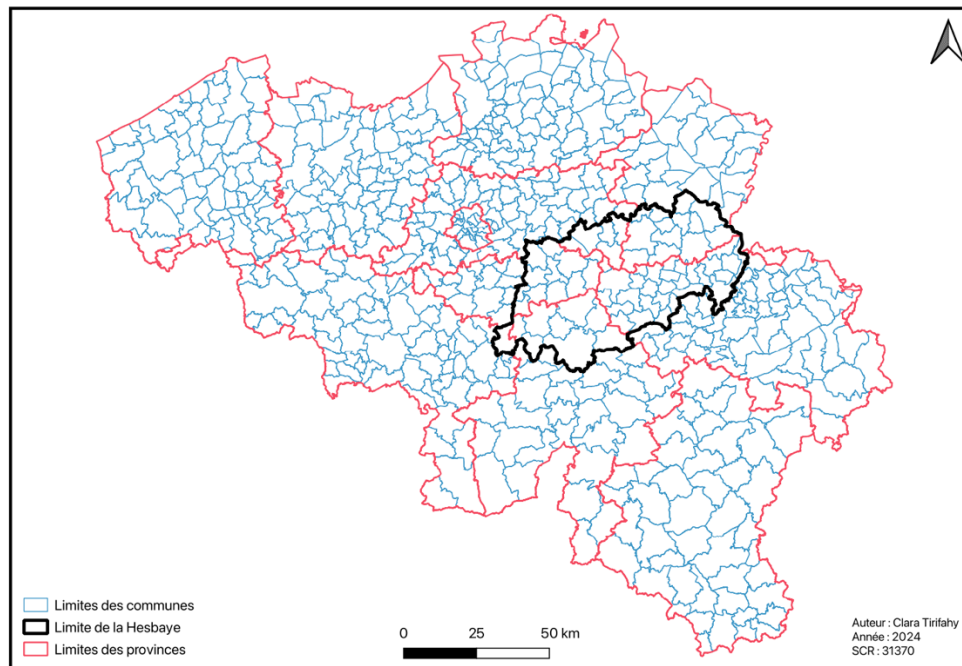


Figure 8 : Localisation de la Hesbaye dans le cadre de ce mémoire.

Le parc naturel Burdinale-Mehaigne et ses actions

Situé en région limoneuse (plus précisément en Hesbaye) (Fig. 9), le paysage du parc naturel Burdinale-Mehaigne (PNBM) est principalement composé de terres cultivées de façon intensive (blés, orges, betteraves sucrières, pommes de terre) et de prairies (élevages bovin), ce qui crée un paysage globalement ouvert (Goidts & van Wesemael, 2007). Cependant, ce parc se distingue du paysage hesbignon habituel de par sa richesse écologique et sa diversité paysagère. En effet, celui-ci comprend donc à la fois des openfields mais aussi des micro-paysages variés dans les parties plus encaissées des vallées (Meuse, Burdinale et Mehaigne) (PNBM, 2021). S'étalant sur quatre communes (Wanze, Braives, Héron et Burdinne), ce parc représente presque 11 000 hectares de terre (108,81 km²) dont 70% sont des terrains agricoles (PNBM, 2021). Étant situé à l'intersection du climat continental et océanique, ce parc abrite une grande diversité, que ce soit au niveau floristique ou faunistique (PNBM, 2021).

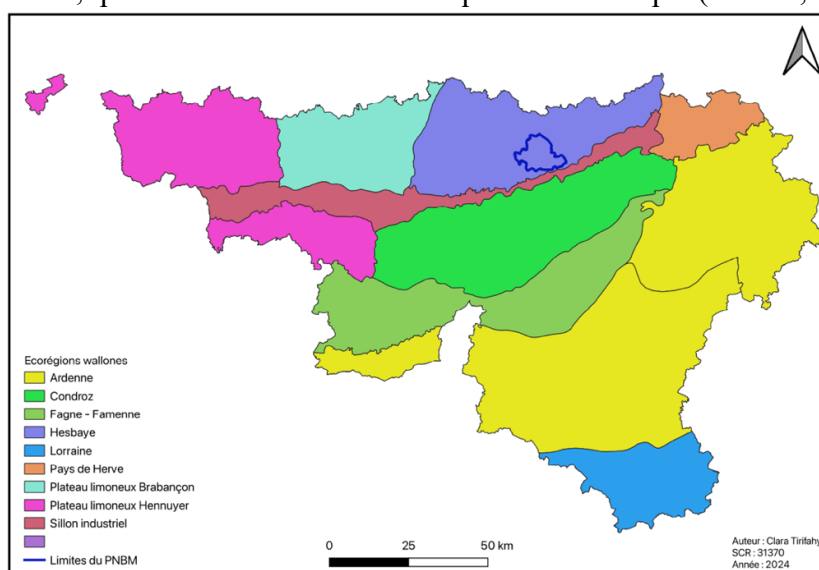


Figure 9 : Ecorégions wallonnes et limites du PNBM (modification de : (WalOnMap, s. d.)).

Initiatives et projets pour la conservation de la Chevêche d'Athena

La gestion régulière des arbres têtards, la revitalisation des vergers hautes tiges et l'installation de nichoirs équipés de dispositifs anti-fouine sont des actions courantes en Belgique qui bénéficient grandement à la Chevêche d'Athena (Meisser et al., 2016). Dans ce contexte, le PNBM joue un rôle essentiel en plantant et en entretenant des haies, des arbres fruitiers et forestiers. De plus, il a construit et installé plusieurs nichoirs pour diverses espèces, y compris la Chevêche d'Athena, au cours des dernières années (PNBM, s. d.). Étant donné la rareté croissante des sites de reproduction naturels (comme les arbres têtards, les vergers traditionnels et les vieux arbres fruitiers), la reproduction en nichoir devient de plus en plus courante (Coppée et al., 2008 ; Michel et al., 2017). Cependant, il est crucial de placer ces nichoirs de manière stratégique, de préférence près des vergers, dans des zones à forte densité de champs. Les faibles altitudes sont également privilégiées, tout comme le fait de les placer loin des forêts. Un succès reproducteur accru est observé lorsque les nichoirs sont situés à proximité de jachères ou de bordures de champs, tout en étant éloignés des routes (Gottschalk et al., 2011). Il est donc judicieux de concentrer les efforts de gestion à l'échelle du parc, car c'est à ce niveau que certaines actions de gestion sont mises en œuvre en Wallonie.

De plus, le projet « Analyse territoriale et écotoxicologique sur le Parc naturel Burdinale-Mehaigne de deux espèces agricoles en déclin : la Chevêche d'Athéna et le moineau friquet » a été sélectionné par le Plan de Relance de la Wallonie en 2023. Ce projet, financé pour une durée de 20 mois (mars 2023-novembre 2024), garantit un suivi rigoureux de ces deux espèces (7 projets de recherche en faveur du maintien de la biodiversité, 2022). Le PNBM souhaite ainsi mener une étude approfondie sur le déclin potentiel de la Chevêche d'Athena dans le parc, où les cantons et l'emplacement des nichoirs sont bien documentés. Une partie de ce projet inclut un suivi par balise GPS (Global Positioning System), permettant de caractériser précisément l'habitat en Hesbaye. L'objectif final est de développer un plan de gestion efficace au sein du parc. Il est crucial d'identifier les éléments favorisant la subsistance et ceux constituant des risques pour la Chevêche d'Athena afin de mettre en place des actions de conservation adaptées (Mayer et al., 2021). En comparaison avec le reste de la Hesbaye, le parc bénéficie d'un réseau de MAEC² et d'autres aménagements potentiellement favorables à la Chevêche d'Athena. Il est donc pertinent d'évaluer l'efficacité de ces dispositifs pour cette espèce afin de déterminer s'ils peuvent compenser la perte d'habitat.

Analyse de la population de Chevêches d'Athena

Le PNBM a réalisé plusieurs recensements au cours des dernières années. Avant le projet de 2023-2024, le dernier recensement remontait à 2014. Cette étude avait identifié 42 territoires de Chevêches d'Athena sur les 145 km² explorés (correspondant à 145 carrés UTM³ couvrant principalement le territoire du parc), ce qui représentait 29 % de la zone étudiée (Fig. 8) (Goderniaux, 2014).

En 2023, un nouveau recensement a été effectué (Fig. 9). Parmi les 195 km² explorés (correspondant à 195 carrés UTM couvrant le territoire du parc ainsi qu'une partie de la zone tampon de 5 km), 54 territoires de Chevêches d'Athena ont été identifiés, dont 38 avaient déjà été répertoriés en 2014. Cela représente 28 % de la zone étudiée (communication personnelle du PNBM).

² Mesures agro-environnementales et climatiques

³ Un carré UTM est une unité de mesure géographique de 1 km² utilisée dans le système de projection Universal Transverse Mercator (UTM) pour localiser précisément des points sur la surface terrestre en divisant la Terre en zones et sous-zones.

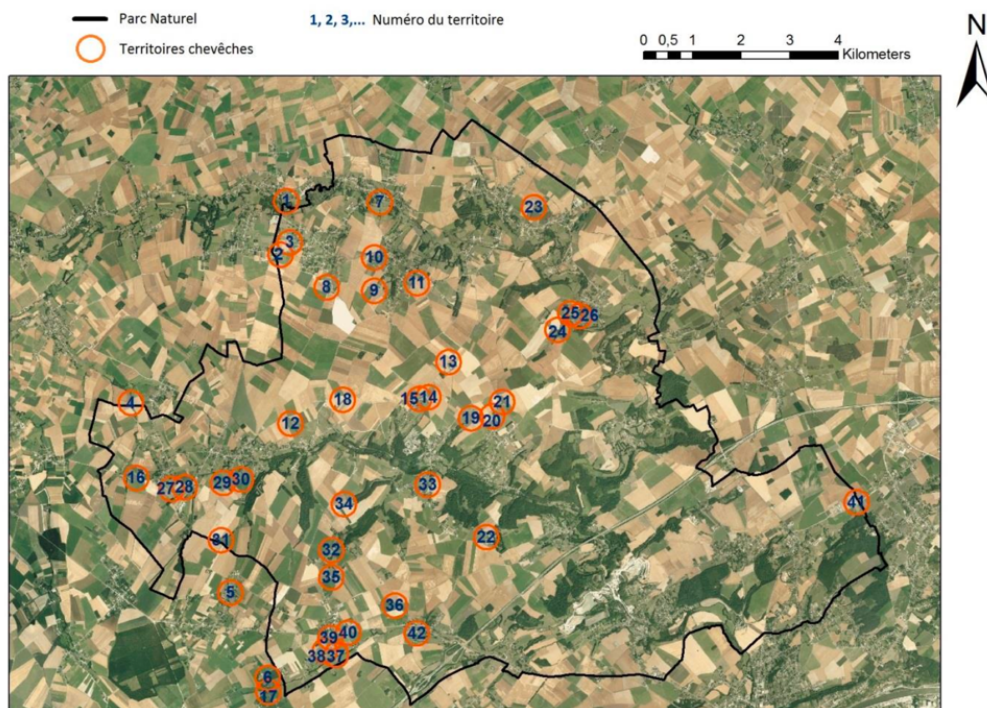


Figure 8 : Recensements des territoires de Chevêches d'Athena en 2014 au sein du PNBM (Goderniaux, 2014).

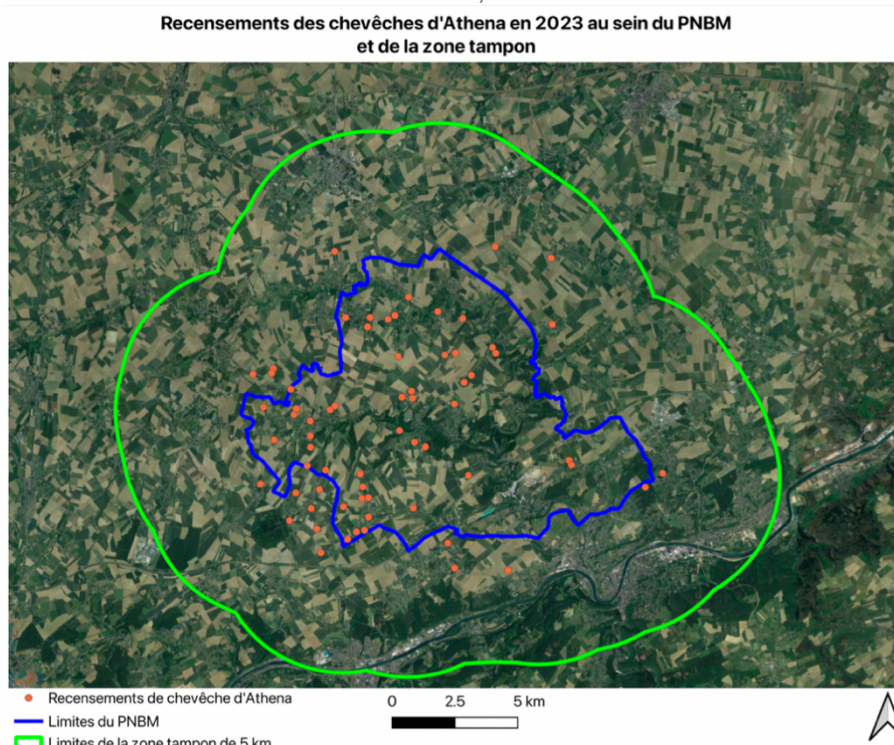


Figure 9 : Recensements des territoires de Chevêches d'Athena en 2023 au sein du PNBM et de la zone tampon.

Ces premiers résultats suggèrent que la population de Chevêches d'Athena au sein du PNBM est restée relativement stable depuis 2014. En conséquence, les recensements prévus pour 2024 ont été annulés pour permettre au parc de se concentrer sur d'autres missions. Cependant, les suivis GPS et les analyses toxicologiques prévus dans le cadre du projet 2023-2024 ont été maintenus.

Suivi GPS

Avantages

À l'ère du big data⁴ et grâce aux innovations technologiques, un nouveau domaine d'étude a émergé : « l'écologie du mouvement » (López-López, 2016). En effet, les satellites et les dispositifs GPS permettent une acquisition massive, facile et rapide de données précises sur la faune au niveau spatio-temporel, le tout à un degré sans précédent (Hebblewhite & Haydon, 2010 ; López-López, 2016). Ces données sont extrêmement utiles dans le domaine de la conservation et de l'écologie, car elles permettent l'étude des mouvements individuels d'animaux parfois difficiles à étudier, et ce, à une échelle spatiale fine (Hebblewhite & Haydon, 2010). Les dispositifs GPS présentent d'autres avantages significatifs : absence de biais humain, résolution des problèmes rencontrés avec d'autres technologies (VHF, Argos, etc.), gain de temps par rapport aux méthodes plus « manuelles », meilleure modélisation de l'habitat (favorisant ainsi une meilleure conservation), réduction de la main-d'œuvre nécessaire à la collecte de données, et certitude quant à l'individu suivi (Hebblewhite & Haydon, 2010 ; López-López, 2016). Ce n'est donc pas surprenant que leur utilisation dans le domaine scientifique ait connu une croissance exponentielle depuis les années 2000 (Fig. 10) (López-López, 2016).

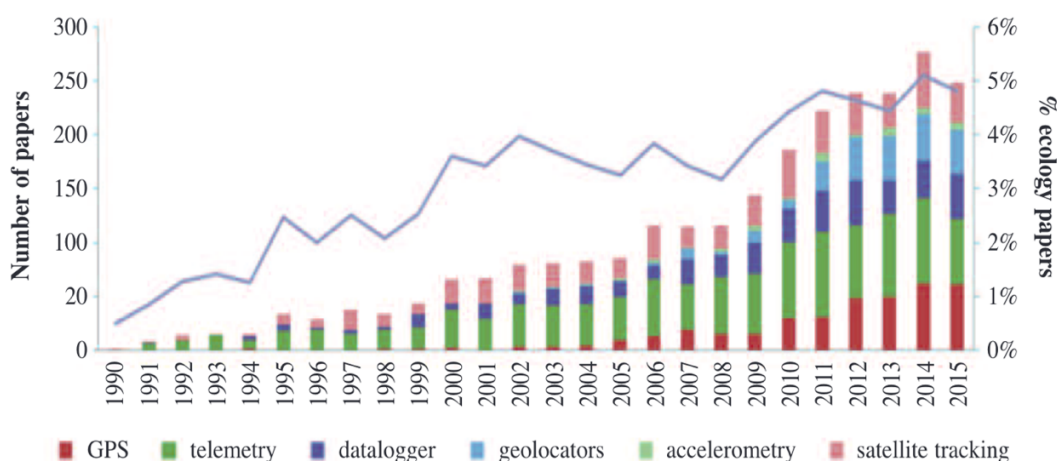


Figure 10 : Nombre annuel d'articles publiés sur les systèmes de suivi individuel des oiseaux, basé sur une étude de la littérature utilisant la base de données ISI Web of Science. La ligne violette indique le pourcentage d'articles sur le suivi individuel par rapport à tous les articles publiés dans le domaine de l'écologie (López-López, 2016).

Inconvénients

Cependant, toute technologie présente ses limites et ses inconvénients. L'un des premiers aspects à considérer est l'éthique du balisage GPS (López-López, 2016). En effet, cela nécessite la capture (et parfois la recapture) des animaux, ainsi que des manipulations pour fixer l'émetteur, ce qui peut perturber les animaux concernés (Hebblewhite & Haydon, 2010 ; López-López, 2016). Dans le domaine de l'ornithologie, l'impact de ces dispositifs sur les oiseaux n'a pas montré de résultats concluants, car les études sur le sujet se contredisent (López-López, 2016). De plus, il est généralement accepté que les balises ne doivent pas dépasser 3 à 5 % de la masse corporelle de l'oiseau. Or, la majorité des oiseaux pèsent moins de 100 g, ce qui limite leur utilisation (Rodríguez et al., 2012). Cette règle ne prend pas en compte les effets aérodynamiques et les potentielles nuisances causées par la traînée (López-López, 2016).

⁴ Fait référence à des ensembles de données dont la taille dépasse les capacités de saisie, de stockage, de gestion et d'analyse des outils logiciels de base de données habituels (Manyika et al., 2011).

En plus de leurs contraintes de taille et de poids, ces émetteurs sont également limités par la puissance des batteries, la capacité de stockage et la résolution spatio-temporelle (López-López, 2016 ; Rodríguez et al., 2012). Bien que ces contraintes diminuent avec les avancées technologiques, des compromis restent nécessaires à l'heure actuelle (López-López, 2016). Un autre inconvénient majeur est le coût élevé de ces dispositifs, bien que celui-ci tende à diminuer avec leur démocratisation croissante, ce qui peut entraîner des abus (poses non justifiées, non nécessaires et/ou amateurs) (Hebblewhite & Haydon, 2010 ; López-López, 2016).

En conséquence, les études basées sur le suivi GPS travaillent souvent avec des échantillons de petite taille, ce qui limite l'inférence au niveau de la population (Hebblewhite & Haydon, 2010). Ce problème est accentué par les défaillances techniques, qui touchent 5 à 50 % des émetteurs (Hebblewhite & Haydon, 2010). Pour qu'une étude sur la sélection des ressources soit statistiquement robuste au niveau populationnel, un échantillon d'au moins 30 unités est nécessaire, sans compter la représentativité de l'échantillon par rapport à la taille globale de la population (Hebblewhite & Haydon, 2010).

Certains craignent également une déconnexion des biologistes avec le terrain (Hebblewhite & Haydon, 2010), bien que cela me semble exagéré à l'heure actuelle. Par ailleurs, une autre problématique est la surestimation de l'importance des données à échelle spatiale fine, pouvant conduire à des conclusions erronées ou surinterprétées sur la dynamique des populations (Hebblewhite & Haydon, 2010). Il est parfois difficile de relier les déplacements à petite échelle à des interprétations à grande échelle, car les informations sur les ressources ou le comportement des individus ne sont pas toujours disponibles avec la même précision que les données GPS (Hebblewhite & Haydon, 2010).

D'un point de vue statistique, les balises GPS introduisent de nouveaux biais qu'il faut quantifier (Hebblewhite & Haydon, 2010). Ainsi, les données récoltées sont hautement corrélées spatio-temporellement, c'est-à-dire que leur localisation à un moment donné dépend de leur localisation précédente (Hebblewhite & Haydon, 2010 ; López-López, 2016). Cela nécessite la création de nouveaux systèmes de modélisation pour analyser les mouvements en tenant compte de cette autocorrélation, ainsi que de nouvelles méthodes pour modéliser les mouvements eux-mêmes (Hebblewhite & Haydon, 2010).

Enfin, une limite technologique notable en ornithologie est que les données sont actuellement analysées en 2 dimensions. Les mesures d'altitude sont encore trop imprécises pour être prises en compte, bien que cela permettrait de mieux comprendre la sélection et l'utilisation de l'habitat par les oiseaux (López-López, 2016).

Défis

Il reste donc de nombreux défis à relever dans l'utilisation de ces dispositifs. Parmi ceux-ci, il est essentiel d'établir un lien entre les mouvements spatio-temporels et les processus cognitifs des animaux, leur personnalité (plasticité comportementale) et leur capacité de mémorisation (López-López, 2016). Il est également crucial de progresser du suivi individuel au suivi multi-individuel pour analyser la sélection des ressources à une échelle spatiale plus large et étudier la dynamique des populations (López-López, 2016). Enfin, il ne faut pas oublier l'importance de définir clairement les objectifs de l'étude, afin de s'assurer que l'utilisation de ces dispositifs est vraiment nécessaire (Hebblewhite & Haydon, 2010 ; López-López, 2016).

Le cas de la Belgique

En Belgique et aux Pays-Bas, certaines études font usage de la technologie de suivi GPS depuis environ quinze ans. À titre d'exemple, un suivi de l'Huitrier pie (*Haematopus ostralegus*) s'est déroulé de 2008 à 2021 (van der Kolk et al., 2022). Deux autres études portant sur le Busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) et le Goéland brun (*Larus fuscus*) sont actuellement en cours, ayant commencé respectivement en 2012 et 2013 (Milotić et al., 2020 ; Stienen et al., 2020). L'étude par suivi GPS de la Chevêche d'Athéna, initialement prévue, aurait donc été la première de son genre en Belgique, ce qui est d'autant plus notable compte tenu de la petite taille de cette espèce.

Objectifs

L'objectif initial de ma thèse était d'étudier l'utilisation du territoire par la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*) durant la période de nidification dans le parc naturel de la Burdinale-Mehaigne et dans une zone tampon de 5 km autour (421,22 km²), grâce à un suivi GPS. Cette étude visait à mieux comprendre les besoins écologiques de l'espèce et à évaluer l'efficacité des mesures agroenvironnementales et des aménagements mis en place au sein du parc. Un autre objectif était d'identifier les habitats alternatifs utilisés par l'espèce et de déterminer les zones nécessitant une préservation ou une restauration en réponse aux impacts de l'agriculture intensive et de l'urbanisation. Le but ultime était de proposer des stratégies durables pour réduire les pressions exercées sur la Chevêche d'Athéna.

Les objectifs spécifiques incluaient le suivi des mouvements de 10 couples de Chevêches d'Athéna et l'analyse de la sélection et de l'utilisation de l'habitat à l'échelle locale dans un milieu agricole intensif, grâce à l'utilisation de balises GPS. Il était prévu de poser ces balises sur 20 individus entre mars et juin 2024. Cependant, en raison de circonstances indépendantes de ma volonté, une seule balise a pu être posée et récupérée en juillet 2023 lors de la phase de test, limitant ainsi l'étude prévue.

Malgré cette contrainte, des analyses ont été menées sur cet unique individu, incluant la détermination de son domaine vital, l'étude de l'habitat et de son occupation, les distances parcourues par rapport au nid, les déplacements horaires, ainsi que l'influence des conditions météorologiques, le tout dans un rayon de 500 m autour du nichoir. Étant donné que les activités d'un couple de Chevêches d'Athéna se concentrent généralement dans un rayon de 100 à 300 m autour du nid, un rayon plus large a été choisi pour garantir une analyse optimale du territoire occupé par cette espèce (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Ce choix est justifié par la variation potentielle de ce rayon en fonction de la disponibilité alimentaire sur le territoire, afin de pallier l'incertitude quant à l'abondance des ressources alimentaires au moment de la pose de la balise.

Pour compléter ce travail, une étude plus globale de la Chevêche d'Athéna a été réalisée afin d'évaluer l'état de la population et le succès reproducteur de l'espèce à une échelle plus large, en Hesbaye. Les données de baguage et de reprise couvrant la période de 2007 à 2023 ont été analysées, avec un accent particulier sur la période 2014-2023. Cette étude, novatrice pour la région, visait à comparer les résultats obtenus avec les études récentes du groupe Aves pour la Famenne. En parallèle, nous avons mené une étude approfondie de l'habitat en Hesbaye pour mieux comprendre les facteurs influençant le succès reproducteur de la Chevêche d'Athéna dans cette région.

L'analyse a inclus une description des données de baguage et de reprise en Hesbaye, portant sur les nombres de nicheurs, de jeunes, de bagueurs, ainsi que sur la répartition et la

dispersion des individus bagués. Pour la période 2014-2023, une attention particulière a été portée sur les données de baguage avec localisation des cavités. Cette étude a examiné l'influence de l'habitat (dans un rayon de 500 m autour des cavités) sur le nombre moyen de jeunes, ainsi que l'impact potentiel de la météo et de la région (Flandre, Wallonie) sur cette moyenne. L'étude a également évalué l'effet de l'habitat sur le taux d'occupation des cavités par les oisillons et leurs parents, afin de déterminer l'attractivité des nichoirs et d'identifier les causes de variations. Enfin, une comparaison entre les cavités occupées et inoccupées a été réalisée, avec un focus sur les raisons de l'inoccupation des cavités sur le site du PNBM.

En conclusion, ce travail vise à approfondir la compréhension des facteurs influençant le succès reproducteur de la Chevêche d'Athena en Hesbaye, tout en réalisant un état des lieux de ses populations de 2007 à aujourd'hui. Cette connaissance pourrait permettre de mettre en place des actions ciblées pour préserver, restaurer, ou créer de nouveaux habitats favorables à l'espèce, que ce soit en Hesbaye ou au sein du parc naturel, contribuant ainsi à sa conservation à long terme.

Matériels et méthode

Collecte de données

Baguage (Hesbaye)

Les données de baguage utilisées dans ce mémoire proviennent de la banque de données du Centre Belge de baguage, Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB). Le fichier initial contenait 9 465 enregistrements de baguage réalisés en Hesbaye entre 2007 et 2023.

Parallèlement, les données météorologiques de la station de Waremme, comprenant les moyennes de température et les cumuls de précipitations pour les mois d'avril à août, ont été téléchargées pour les années 2014 à 2023.

Les données de baguage de René Landrain (en coopération avec Stéphane Delaitte) de 2007 à 2023, ainsi que les informations associées, ont également été utilisées. Parmi ces informations figuraient, pour chaque année, le nombre de nichoirs disponibles installés par R. Landrain et S. Delaitte, le nombre de nidifications en nichoir, le nombre d'œufs pondus, le nombre d'œufs non éclos, le nombre de poussins éclos, le nombre de poussins morts, et le nombre de poussins émancipés.

Reprise (Hesbaye)

Les données de reprise utilisées dans ce mémoire proviennent de la banque de données du Centre Belge de baguage, Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB). Le fichier initial comprenait 1 364 enregistrements de reprise en Hesbaye entre 2007 et 2023. Les oiseaux pouvaient provenir d'autres régions, mais avaient été repris en Hesbaye.

Balisage (PNBM)

Le 7 juillet 2023, une balise GPS Gipsy 6 de Techno SmArt a été posée sur un mâle adulte de Chevêche d'Athena par Didier Vangeluwe, assisté de Thierry Ory (en formation à la pose). L'oiseau a été capturé à Bodegnée (commune de Verlaine, zone tampon de 5 km autour du PNBM) : 50°35'15.10"N, 5°18'53.28"E, altitude : 201 m. Le nichoir a été installé par Thierry Ory en 2012 et a été occupé chaque année depuis. La capture a été réalisée à l'aide d'un filet japonais de 2,40 m de haut et de 9 m de long, en combinaison avec une repasse pour inciter les oiseaux à se déplacer vers le filet.

Le dispositif GPS complet pesait 5 g, représentant 3,2 % du poids de l'individu (155 g). L'oiseau a été bagué le jour de la pose de la balise GPS (bague n° E462038), ce qui porte le poids total (balise + bague) à 7 g, soit 4,5 % de sa masse. L'individu avait une longueur alaire de 156 mm et était âgé de plus d'un an.

La balise GPS Gipsy 6, qui nécessite des opérations de capture et de recapture pour permettre la récupération des données, offre une précision de 2 à 3 mètres. Pour fixer la balise, un fil de téflon de 3 mm a été utilisé, et celle-ci a été attachée selon la méthode du « sac à dos » (Fig. 11).

La balise GPS a été récupérée le 1er août 2023, à nouveau à l'aide d'un filet japonais et d'une repasse. Lors de cette recapture, l'oiseau a été pesé et mesuré, et les valeurs étaient identiques à celles relevées lors de la première capture. Thierry Ory a observé que l'oiseau était en mue complète, ce qui n'est pas alarmant, car les adultes muent généralement après l'envol des jeunes (Van Nieuwenhuyse et al., 2023).

La batterie de la balise a permis la collecte de données du 7 juillet au 18 juillet, soit une durée totale de 10 jours, 17 heures et 31 minutes, avec un total de 587 points de localisation. Ces données ont été collectées toutes les 10 minutes entre 23 h et 5 h du matin, et une fois par heure le reste de la journée.

En parallèle, les données météorologiques horaires (température en °C et précipitations en mm) ont été téléchargées pour chaque jour où la balise était en place (*Agromet.be*, s. d.).



Figure 11 : Photos de la Chevêche d'Athéna mâle une fois la balise GPS posée le 7 juillet 2023.

Préparation de données et analyses statistiques

Données de baguage (Hesbaye)

Analyses descriptives

Avant toute analyse, le jeu de données reçu du centre de baguage a été réorganisé et trié selon différents critères. Deux jeux de données distincts ont ainsi été créés. Le premier contient les données liées aux individus potentiellement nicheurs (c'est-à-dire les individus bagués entre le 1er janvier et le 31 août, période maximale de reproduction (Šálek & Lövy, 2012)), tout en excluant les individus provenant des centres de soins qui n'étaient peut-être que de passage. Le deuxième jeu de données est une version réduite du premier, ne conservant que les potentiels nicheurs (jeunes et adultes) pour lesquels des données de localisation ont été fournies (soit dans le fichier initial, soit par les bagueurs eux-mêmes). Le premier jeu de données comprenait ainsi 7 973 enregistrements de baguage entre 2007 et 2023, tandis que le deuxième en comptait 1 721 entre 2010 et 2023.

De nombreuses manipulations de nettoyage de données ont été réalisées sur ces jeux de données afin de les épurer et de les simplifier pour les analyses futures. Cela nous a permis de déterminer pour quelles communes nous avons obtenu des données de baguage. Ensuite, un décompte annuel du nombre de nicheurs (adultes et jeunes), de jeunes, d'adultes, de bagueurs, et de cavités localisées (et occupées) a été effectué. Une moyenne avec écart-type a été calculée pour le nombre de jeunes par nichée et par année. Enfin, une estimation du nombre de couples par année a été réalisée. Pour ce faire, un tri a été effectué pour ne garder que les adultes. Certains de ces adultes étaient sexés par les bagueurs, tandis que d'autres étaient indéterminés. Un indice a donc été créé pour évaluer la proportion de mâles bagués par rapport au nombre de femelles baguées sur la période de 2007 à 2023. Une fois cet indice établi, cette proportion a été appliquée aux adultes de sexe indéterminé afin de leur attribuer un sexe hypothétique. Pour chaque année de 2007 à 2023, les mâles identifiés ont ensuite été associés aux femelles identifiées afin d'établir un nombre minimal de couples. Un nombre maximal de couples a ensuite été déterminé en incluant les individus de sexe indéterminé, sexés de manière hypothétique. Enfin, une moyenne du nombre de couples a été calculée à partir de ces maxima et minima. Différents graphiques ont été produits pour illustrer l'ensemble des résultats mentionnés ci-dessus.

S'ensuivit un travail d'encodage pour toutes les cavités localisées à l'aide de QGIS (QGIS 3.34.3-Prizren), pour un total de 239 cavités (Fig. 7). Ces données de localisation proviennent du jeu de données initial ainsi que des informations personnelles fournies par les bagueurs et le PNB. Les cavités encodées n'étaient pas toutes occupées durant les années d'études ; 78 d'entre elles n'ont d'ailleurs jamais été occupées.

Lorsque toutes les cavités ont été encodées et numérotées, un tampon de 500 m a été créé autour de chacune d'elles. Une analyse de l'habitat dans chacune de ces zones tampons a ensuite été réalisée. L'habitat a été caractérisé en six classes : Forêt, Jardins, Prairies et fourrages, Terres cultivées, Zones urbanisées et Vergers. La classe « Forêt » inclut les forêts, bois et bosquets. La classe « Jardins » englobe les jardins à proximité des habitations, caractérisés par des zones de graminées monospécifiques, des arbres épars, des arbustes et des haies. La classe « Prairies et fourrages » comprend les prairies et pâtures. Les « Terres cultivées » regroupent tous types de cultures à l'exception des vergers hautes et basses tiges. La classe « Zones urbanisées » inclut les habitations, fermes isolées, bâtiments industriels, routes, aéroports, etc. Enfin, la classe « Vergers » comprend à la fois les vergers hautes tiges et basses tiges. Ces classes ont été déterminées à l'aide de trois couches : les écotopes de Belgique 2015

(LifeWatch), le parcellaire agricole de la première année d'occupation de la cavité ou de l'année de la pose du nichoir lorsqu'elle est connue, ainsi que l'orthophotoplan. Cette catégorisation de l'habitat a ensuite permis de réaliser une étude de la répartition (%) des différentes classes en Hesbaye, en Hesbaye wallonne et en Hesbaye flamande (sur tous les nichoirs).

Un décompte du nombre de maisons dans les 239 zones tampons a également été réalisé (un comptage minutieux jusqu'à 100 bâtiments, suivi d'un encodage systématique de la valeur « 101 » lorsque la zone contenait plus de 100 bâtisses). Une moyenne et un écart-type du nombre de maisons en Hesbaye, Hesbaye wallonne et Hesbaye flamande ont ensuite été calculés pour déterminer s'il existe une différence entre ces zones. La distance entre la cavité et le bâtiment le plus proche a également été mesurée.

Pour les données de R. Landrain et S. Delaitte, divers pourcentages et moyennes ont été calculés. Ainsi, une moyenne annuelle du nombre d'œufs pondus par nid, d'œufs non éclos par nid, de poussins éclos par nid, de poussins morts par nid, et de poussins émancipés par nid a été établie, ainsi qu'une moyenne du nombre total de poussins émancipés entre 2007 et 2023 par rapport au nombre total de nidifications sur cette même période. De plus, pour chaque année, le taux d'œufs pondus ayant abouti à l'éclosion, le taux d'œufs éclos menant à des jeunes émancipés, ainsi que le taux d'œufs pondus ayant abouti à des jeunes émancipés ont été déterminés. Une moyenne globale de ces taux pour la période de 2007 à 2023, accompagnée de son écart-type, a également été calculée.

Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (RStudio 2022.07.2),

Les premières analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de trois régressions linéaires distinctes ('lm'), chacune visant à évaluer les variations annuelles potentielles du nombre de nicheurs, de jeunes et d'adultes. Par la suite, des tests de corrélation ('cor') ont été effectués pour examiner l'impact du nombre de bagueurs sur le nombre de nicheurs, de jeunes et d'adultes bagués, ainsi que sur le nombre de cavités localisées. Un test de corrélation supplémentaire a permis d'explorer la relation entre le nombre de jeunes et le nombre d'adultes. Enfin, un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution de Poisson, adaptée aux données de comptage, a été utilisé pour évaluer la relation entre le nombre annuel de jeunes, le nombre de bagueurs et le nombre d'adultes. En raison de la forte corrélation observée entre le nombre de cavités localisées et le nombre de bagueurs, la variable des cavités localisées a été exclue du modèle final. Cela est dû au fait que le nombre de cavités localisées constitue une sous-estimation du nombre total de cavités disponibles, ce qui pourrait biaiser les résultats du modèle.

Avant de poursuivre les analyses, la représentativité des données de localisation a été testée pour chaque année. À cet effet, la formule modifiée de Cochran (1977) a été utilisée pour déterminer la taille d'échantillon nécessaire pour une population finie (Fig.12) (Cochran, 1977). Dans ce contexte, le paramètre « z » représente le z-score pour un intervalle de confiance de 95 % (soit 1,96). La « proportion estimée de la population (p) » a été fixée à 0,5 en raison de l'absence de données précises sur la taille réelle de la population de Chevêches d'Athena en Hesbaye. La marge d'erreur « e » a été établie à 0,075 (7,5 %), une valeur jugée plus raisonnable compte tenu de la petite taille de l'échantillon pour lequel les localisations des cavités sont connues chaque année. Cette formule a permis d'identifier les années où les données de localisation étaient suffisantes pour représenter l'ensemble des données de baguage annuelles, limitant ainsi l'analyse aux années 2014-2023, à l'exception de 2022.

$$\text{Taille de l'échantillon} = \frac{\frac{z^2 \times p(1-p)}{e^2}}{1 + \left(\frac{z^2 \times p(1-p)}{e^2 N} \right)}$$

Figure 12 : Formule de Cochran modifiée pour une population finie.

Des analyses supplémentaires ont été menées pour étudier l'influence des conditions météorologiques pendant la période de reproduction (avril-août) des années 2014 à 2023. Des corrélations ont été examinées entre les taux d'œufs pondus arrivés à éclosion, d'œufs pondus ayant atteint l'émancipation des jeunes, d'œufs éclos ayant mené à l'émancipation des jeunes, et les données météorologiques (température moyenne et cumul des précipitations). Trois régressions linéaires ('lm') ont été effectuées pour évaluer l'impact des variables météorologiques sur la moyenne de jeunes par cavité occupée : une pour l'effet de la température, une autre pour celui des précipitations, et une troisième pour évaluer l'effet simultané des deux variables combinées.

Concernant l'impact de l'habitat, des tests préalables ont été réalisés pour préparer l'exécution de modèles linéaires généralisés (GLM). Un test de Shapiro et un test de Levene ont été menés pour vérifier la normalité et l'homogénéité des données. Un test T a ensuite été effectué pour comparer les moyennes de jeunes par cavité occupée entre 2014 et 2023, entre la Hesbaye flamande et wallonne. Un test de corrélation paramétrique avec le coefficient de Pearson a permis d'examiner les relations entre la moyenne de jeunes par cavité occupée et diverses variables explicatives de l'habitat (« Forêt », « Jardins », « Prairies et fourrages », « Terres cultivées », « Vergers », « Urbanisés », « Nombre de maisons », « Distance des maisons »). La colinéarité entre les variables d'habitat a été vérifiée à l'aide d'une matrice de corrélation.

Suite à ces tests, un modèle GLMM avec une distribution gaussienne a été utilisé pour analyser la moyenne de jeunes par cavité occupée en fonction des variables d'habitat, avec l'identifiant des bagueurs comme variable aléatoire. Comme cette variable aléatoire s'est révélée peu concluante, un modèle GLM simplifié avec une distribution gaussienne a ensuite été appliqué, en utilisant les mêmes variables dépendantes et explicatives.

Un GLMM avec une distribution gaussienne et l'identifiant des bagueurs comme variable aléatoire a d'abord été mis en œuvre pour déterminer s'il existait un schéma récurrent entre le taux d'occupation des cavités, les variables d'habitat et l'identifiant des bagueurs. Bien que ce modèle ait fourni des résultats pour cette variable, il présentait des problèmes de convergence. Pour éviter ces problèmes, un GLM avec une distribution gaussienne a ensuite été appliqué. Le taux d'occupation a été défini comme le rapport entre le nombre de fois où le nichoir a été occupé et le nombre d'années écoulées depuis sa première occupation jusqu'à 2023.

Deux tests de Wilcoxon ont été réalisés. Le premier visait à identifier des différences potentielles dans les types d'habitats (« Forêt », « Jardins », « Prairies et fourrages », « Terres cultivées », « Vergers », « Zones urbanisées », « Nombre de maisons ») entre les cavités inoccupées (toutes situées en Wallonie) et les cavités occupées en Wallonie. Le second test explorait les différences d'habitat entre la Hesbaye flamande et la Hesbaye wallonne. Tous les résultats significatifs ont été illustrés par des boxplots.

Données de reprise (Hesbaye)

Après avoir trié, ordonné et corrigé les données fournies par le centre de baguage belge, plusieurs graphiques ont été réalisés afin d'illustrer la direction de dispersion (Nord, Sud, Est, Ouest) des oiseaux, jeunes et adultes, récupérés en Hesbaye, qu'ils soient originaires de cette région ou non. Ces graphiques ont par la suite été analysés visuellement afin d'en tirer des conclusions. Les distances moyennes, minimales et maximales parcourues par ces quatre groupes (jeunes/adultes, originaires ou non de Hesbaye) ont ensuite été calculées en kilomètres. Une analyse complémentaire a également été effectuée pour examiner les distributions des jeunes oiseaux. En outre, deux graphiques supplémentaires ont été créés afin de visualiser les échanges et les recrutements entre les communes d'origine et celles de destination.

Ces analyses ont été effectuées à l'aide des logiciels R et QGIS.

Données de balisage (PNBM)

Les résultats obtenus à partir de la balise GPS n'ont pas été modifiés en tant que tels. Toutefois, des manipulations ont été nécessaires pour adapter les coordonnées de localisation afin qu'elles soient compatibles avec le logiciel R. Une fois ces ajustements effectués, le domaine vital de l'individu a été déterminé en utilisant une estimation par noyau à 95% (KDE 95%). Cette méthode a été choisie en cohérence avec les travaux de Mayer et al. (2021), afin de permettre une comparaison directe des résultats. Le package `adehabitatHR` a été utilisé pour cette analyse, avec le paramètre de lissage `href`, également conformément à la méthodologie de Mayer et al (2021). Le résultat de cette analyse a ensuite été projeté dans QGIS pour une visualisation plus intuitive.

L'habitat autour du nichoir a ensuite été évalué dans un rayon de 500 mètres, en suivant la méthodologie employée précédemment. Cependant, une modification importante a été apportée : le parcellaire agricole de 2023 incluait directement les Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) Wallonnes, une information cruciale pour le projet PNBM. Ainsi, sept classes d'habitat ont été définies au lieu de six : Forêts, Jardins, Prairies et Fourrages, Terres Cultivées, Zones Urbanisées, Vergers, et MAE. Une fois ces classes définies, une analyse de la composition de l'habitat a été réalisée, en évaluant les surfaces et pourcentages de chaque classe. De manière similaire, une analyse par intervalles de distance (0-100 m, 100-200 m, 200-300 m, 300-400 m, 400-500 m) a été menée. Chaque point GPS a ensuite été associé à la classe d'habitat correspondante, dans le but de générer un graphique illustrant la distribution des points de localisation au sein des différents habitats (via l'orthophotoplan) et au sein des différents intervalles de distance.

Un calcul de la taille moyenne des champs a également été effectué, permettant une comparaison avec les résultats obtenus par Mayer et al. (2021).

D'autres analyses ont été réalisées en lien avec les distances par rapport au nid. La distance moyenne pondérée par minute par rapport au nid a été calculée, avec un écart-type correspondant. Une distribution des distances par rapport au nid a également été représentée graphiquement. Par ailleurs, la distance parcourue à chaque heure de la nuit (23h-5h) a été calculée, suivie d'une représentation graphique des résultats.

Enfin, deux tests de corrélation ont été réalisés entre les distances horaires et les données météorologiques horaires, l'un pour les températures, l'autre pour les précipitations. Pour compléter cette analyse, une régression linéaire multiple a été menée, explorant la relation entre la distance horaire parcourue et la combinaison des deux variables météorologiques.

Résultats

Baguage (Hesbaye)

Analyses descriptives

Sur les 7 973 données de baguage recueillies entre 2007 et 2023, 406 concernent des femelles adultes, 136 des mâles adultes, 334 des adultes de sexe indéterminé, et 6 904 des pulli⁵. Parmi les 1 721 données collectées entre 2010 et 2023, pour lesquelles la localisation des cavités est connue, nous avons identifié 76 femelles adultes, 25 mâles adultes, 87 adultes de sexe indéterminé, et 1 491 pulli. Enfin, en nous concentrant sur les données de baguage associées à des cavités localisées, qui seront utilisées pour les analyses statistiques, nous comptons 71 femelles adultes, 23 mâles adultes, 87 adultes de sexe indéterminé, et 1 460 pulli, soit un total de 1 641 individus.

La région de la Hesbaye, telle que décrite dans ce mémoire, comprend un total de 69 communes (en tout ou en partie). Toutefois, des données de baguage n'ont été obtenues que pour 43 d'entre elles, ce qui signifie qu'entre 2007 et 2023, aucune donnée de baguage n'a été collectée dans les 26 communes restantes (voir Fig. 13). Ainsi, la couverture des données de baguage s'étend sur 64,75 % du territoire de la Hesbaye, soit 1 979,793 km².

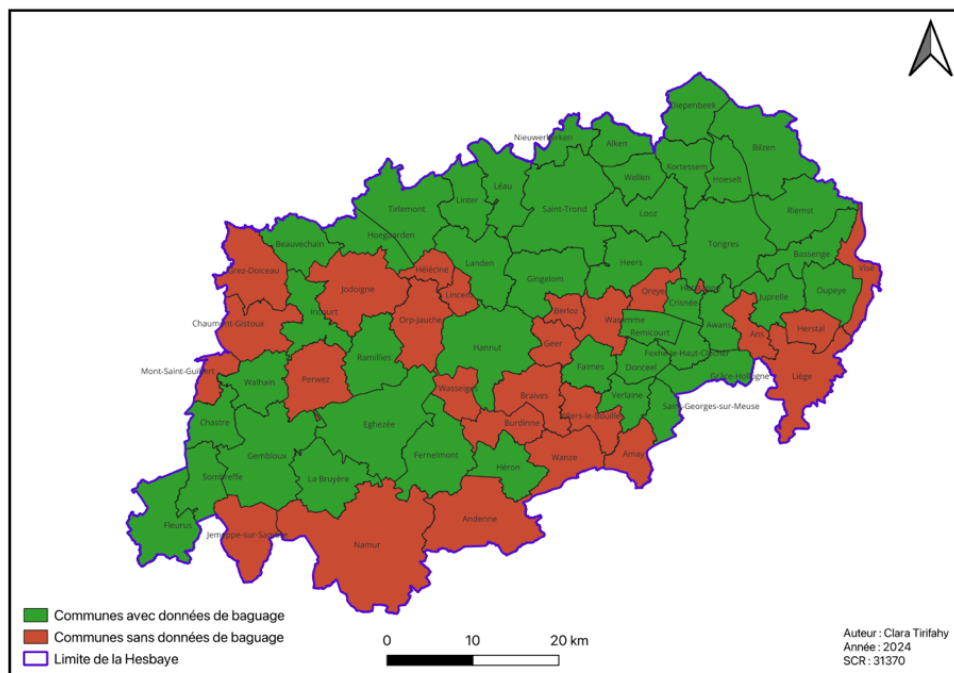


Figure 13 : Cartes des communes de Hesbaye pour lesquelles nous avons ou non des données de baguage (2007-2023).

Les décomptes annuels des oiseaux nicheurs (jeunes + adultes) révèlent que les minima et maxima de nicheurs bagués ont été enregistrés en 2023 et 2019, avec respectivement 282 et 673 individus (Fig. 14). Concernant les pulli, les minima et maxima ont également été observés en 2023 et 2019, avec respectivement 242 et 625 pulli bagués (Fig. 15). En ce qui concerne les adultes, les minima et maxima ont été relevés en 2007 et 2016, avec respectivement 14 et 80 adultes bagués (Fig. 16). Enfin, l'évolution du nombre d'adultes bagués, du nombre de bagueurs, des cavités localisées occupées, des jeunes bagués, ainsi que du total des nicheurs

⁵ Pullus : stade des oisillons allant de leur éclosion jusqu'à l'apparition de leur premier plumage véritable (Schollaert, 2018).

bagués au fil du temps (2007-2023) est illustrée dans la figure 17. Des graphiques supplémentaires présentant l'évolution du nombre de bagueurs et de cavités localisées et occupées au fil du temps sont disponibles en Annexe 2, ainsi qu'un graphique illustrant le nombre de bagueurs ayant fourni la localisation de leurs cavités au fil du temps.

La moyenne annuelle minimale du nombre de jeunes par nichée a été observée en 2013, avec 2,71 jeunes par nid. En revanche, la moyenne maximale a été enregistrée en 2019, avec 3,80 jeunes par nid (Fig. 18). Sur la période de 2007 à 2023, la moyenne générale est de 3,24 jeunes par nid, avec un écart-type de 0,26.



Figure 14 : Nombre d'individus nicheurs bagués au fil des ans (2007-2023).

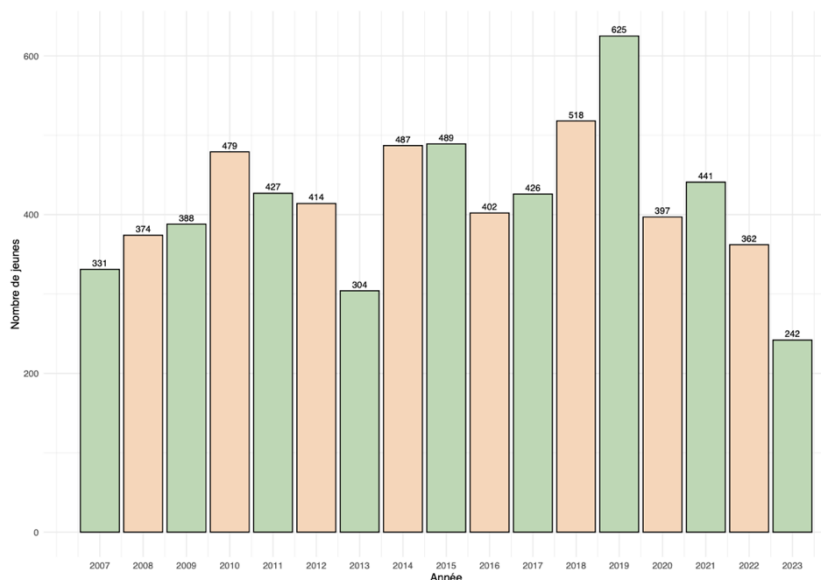


Figure 15 : Nombre de jeunes bagués au fil des ans (2007-2023).

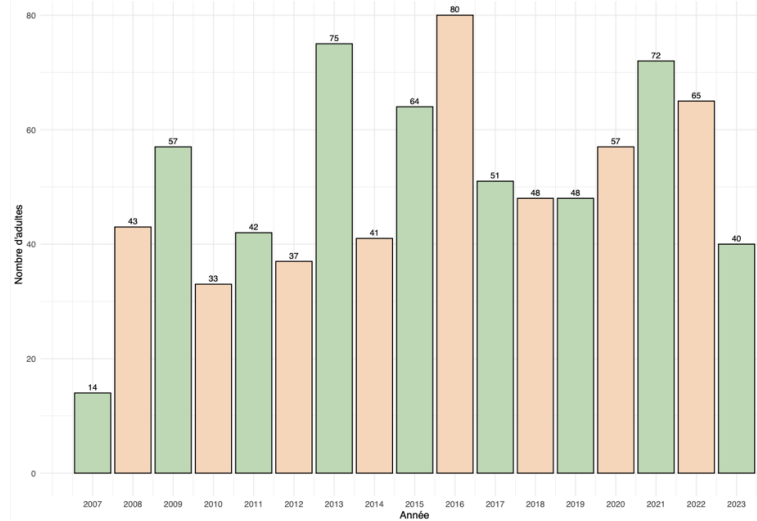


Figure 16 : Nombre d'adultes bagués au fil des ans (2007-2023).

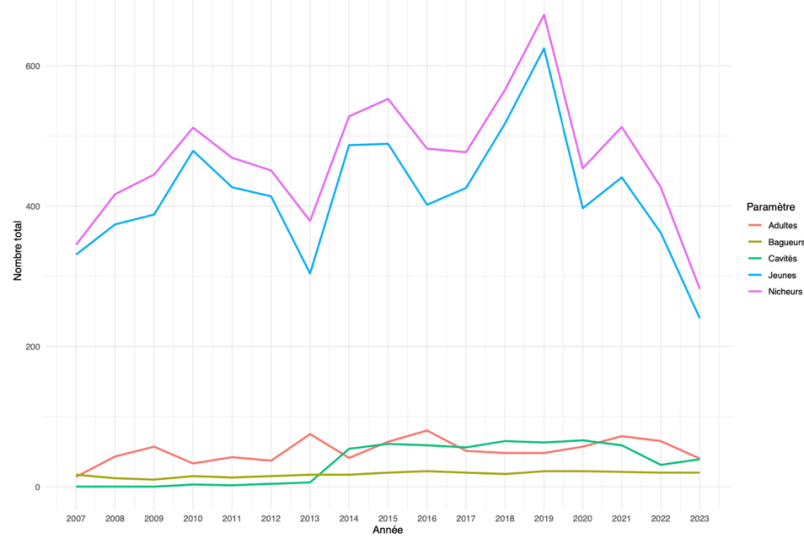


Figure 17 : Évolution du nombre d'adultes bagués, de bagueurs, de cavités localisées, de jeunes bagués et du total des nicheurs bagués au cours du temps (2007-2023).

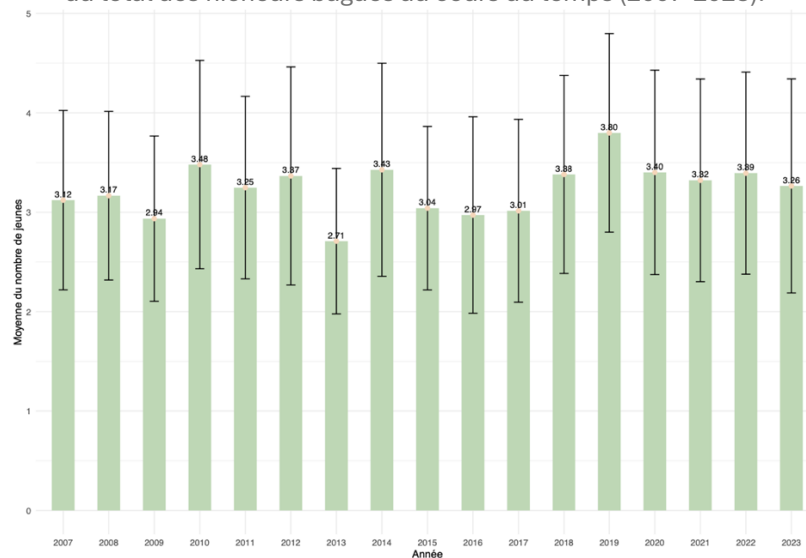


Figure 18 : Moyenne (avec écart-type) du nombre de jeunes par nichée et par an (2007-2023).

La moyenne minimale de couples potentiels a été enregistrée en 2007, avec 4,6 couples. La moyenne maximale a été observée en 2016, avec 33,3 couples (Fig. 19).

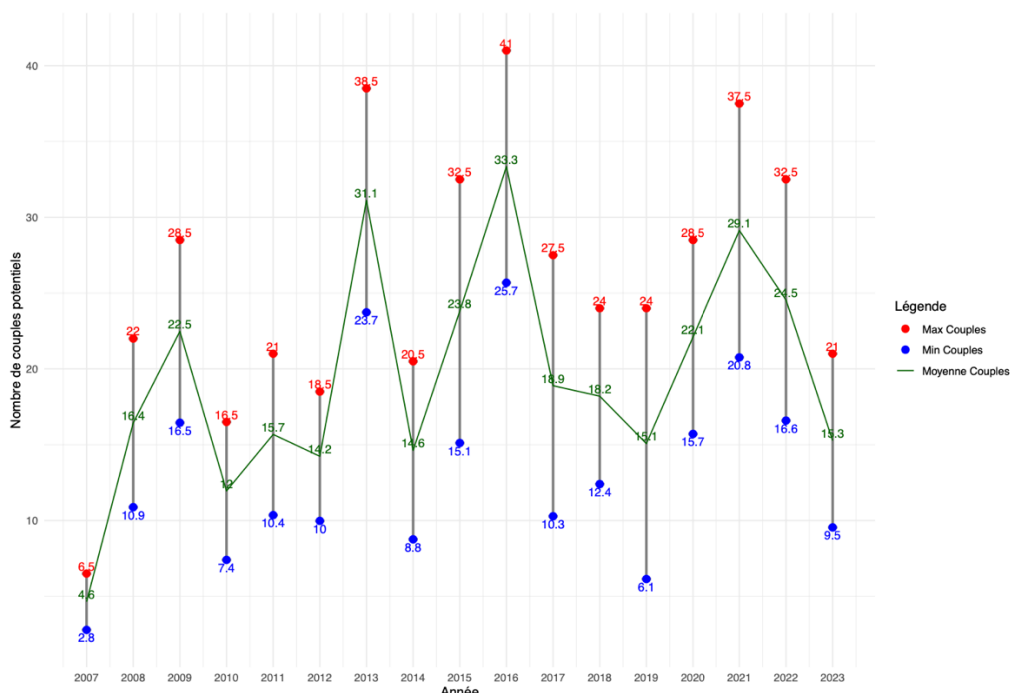
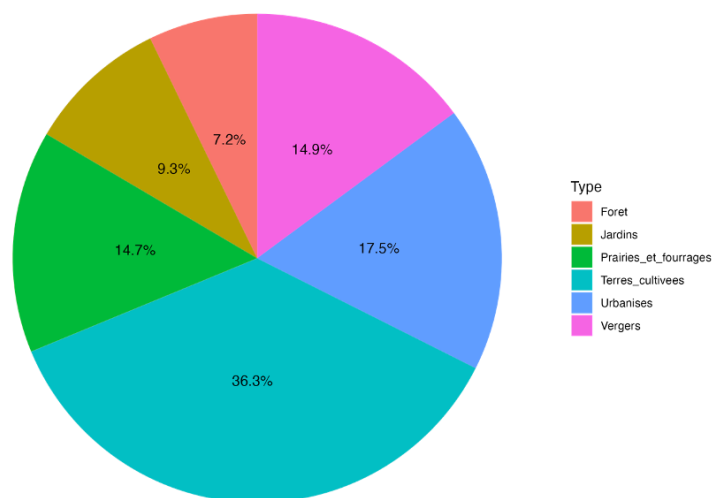


Figure 19 : Moyenne, maxima et minima du nombre de couples potentiels par an (2007-2023).

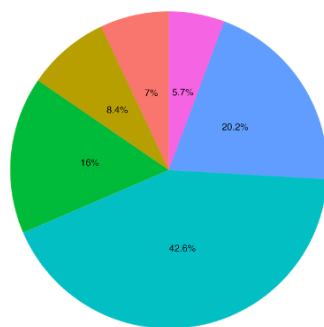
Sur un total de 239 cavités recensées en Hesbaye, 161 sont occupées, tandis que 78 restent inoccupées (Annexe 3). Une cavité est considérée comme « occupée » dès qu'au moins une Chevêche d'Athena (adulte ou jeune) y a été baguée. Il est important de noter que toutes les cavités inoccupées identifiées se trouvent en Wallonie. Ces informations ont été fournies par certains bagueurs responsables des nichoirs ou par le PNBM. Ne connaissant pas les bagueurs flamands, il ne m'a pas été possible de leur demander la localisation de tous leurs nichoirs, qu'ils soient occupés ou non.

Lorsque l'on examine la répartition des types de couverture terrestre en Hesbaye, en prenant en compte les zones tampons de 500 mètres autour de tous les nichoirs, on observe d'abord que les terres cultivées représentent la plus grande proportion, avec 36,3 %. Ce résultat est attendu, compte tenu du paysage typique de la Hesbaye, connu pour ses vastes openfields. Les trois autres couvertures les plus représentées sont les zones urbanisées (17,5 %), les vergers à hautes et basses tiges (14,9 %), et les prairies et fourrages (14,7 %). Les jardins et les forêts occupent respectivement 9,3 % et 7,2 % du territoire Hesbignon dans les zones tampons. En revanche, une comparaison entre la Hesbaye wallonne et la Hesbaye flamande révèle des différences notables. En Wallonie, les terres cultivées sont de loin le type de couverture le plus dominant, représentant 42,6 % du territoire. En Flandre, en revanche, les terres cultivées couvrent seulement 29,2 % des zones tampons, laissant une place beaucoup plus importante aux vergers, qui occupent 25,3 % du territoire contre 5,7 % en Wallonie. De plus, la Hesbaye flamande est moins urbanisée que la Hesbaye wallonne (14,5 % contre 20,2 %) (Fig. 20). Une analyse statistique plus approfondie sera réalisée pour explorer ces différences en ce qui concerne les nichoirs occupés en Flandre et en Wallonie.

Répartition des types d'habitat (Hesbaye)



Répartition des types d'habitat (Wallonie)



Répartition des types d'habitat (Flandre)

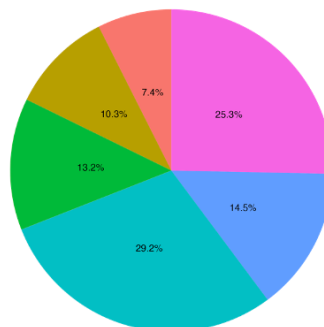


Figure 20 : Répartition des différents types de couvertures terrestres dans les zones tampons (500m) entourant chaque cavité, qu'elle soit occupée ou non (2014-2023).

Les résultats précédents sur les pourcentages de zones urbanisées dans les trois régions corroborent les données sur le nombre de bâtisses observées dans chacune d'elles. En effet, la Hesbaye wallonne, étant la plus urbanisée, présente une moyenne de 87,2 bâtisses par zone tampon, contre 70,3 en Flandre. La moyenne pour l'ensemble de la Hesbaye est de 79,3 bâtisses, ce qui reflète l'intégration des données de Wallonie et de Flandre (Fig. 21).

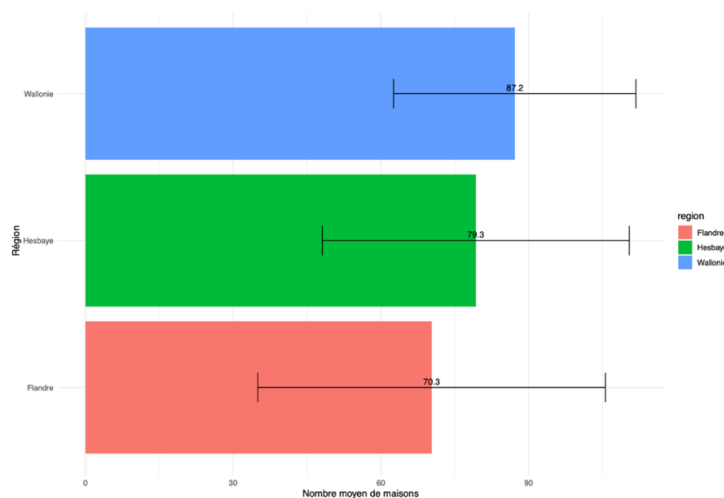


Figure 21 : Nombre moyen de bâtisses avec écart-type en Hesbaye, Hesbaye wallonne et Hesbaye flamande, indépendamment de l'occupation des cavités (2014-2023).

Enfin, les données fournies par R. Landrain et S. Delaitte nous ont permis d'évaluer le succès reproducteur de la Chevêche d'Athena dans leurs nichoirs de 2007 à 2023. Le Tableau 1 montre une variation significative d'une année à l'autre concernant le succès reproducteur. Certaines années présentent une tendance suffisante pour maintenir la population, avec au moins 2,35 jeunes émancipés par nid, tandis que d'autres années ne répondent pas à ce critère (Exo & Hennes, 1978). En revanche, les tendances globales sont jugées suffisantes : la moyenne des jeunes émancipés par nid de 2007 à 2023 est de 2,62, et le rapport entre le nombre total de jeunes émancipés de 2007 à 2023 et le nombre de nidifications durant cette période est de 2,55. Le Tableau 2 révèle également des fluctuations dans les taux d'éclosion, de survie, et le taux combiné au fil des années. Le taux de survie global a atteint un maximum de 100% en 2014 et un minimum de 45,45% en 2013. En moyenne, le taux d'éclosion est de 90,8% ($\pm 6,8$), le taux de survie est de 87,3% ($\pm 13,0$), ce qui donne un succès global des nichées de 79,5% ($\pm 14,3$).

Tableau 1 : Données de nidification, y compris les informations sur les œufs et les jeunes, pour les nichoirs de R. Landrain et S. Delaitte de 2007 à 2023 (voir représentation graphique en Annexe 4). Ce tableau présente également les totaux et les moyennes générales. Les cellules en rouge signalent des omissions lors du baguage, dues à des envols prématurés ou à la présence de taureaux dans les prairies. La tendance reproductive est marquée par un « I » ou un « S », indiquant si elle est insuffisante ou suffisante (c'est-à-dire inférieure ou supérieure à 2,35 jeunes émancipés par nid, taux nécessaire au maintien de la population selon Exo & Hennes, 1978). La « Moyenne annuelle pour tous les nids » correspond à la moyenne des moyennes des jeunes émancipés par nid pour chaque année, c'est-à-dire que pour chaque année, on calcule la moyenne du nombre de jeunes émancipés par nid, puis on fait une moyenne de ces moyennes annuelles. En revanche, la « Moyenne pour tous les nids de 2007-2023 » est calculée en divisant le total des jeunes émancipés par le total des nidifications en nichoir sur la période de 2007 à 2023.

	Années 2007 - 2023																	Total	Moyenne
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023		
Nb de nichoirs disponibles	25	26	22	22	22	25	25	23	24	25	25	26	26	22	24	24	24	147	
Nb de nidifications en nichoir	2	3	4	4	4	5	5	6	10	11	11	10	14	15	13	14	16	147	36%
% d'occupation pour la nidification	8%	12%	18%	18%	18%	20%	20%	26%	42%	44%	44%	38%	54%	68%	54%	58%	67%		
Nb d'œufs pondus	9	9	16	16	17	12	11	20	35	37	32	22	39	46	46	41	54	462	
Moyenne par nid	4,50	3,00	4,00	4,00	4,25	2,40	2,20	3,33	3,50	3,36	2,91	2,20	2,79	3,07	3,54	2,93	3,38		3,26
Nb d'œufs non éclos	1	1	1	0	2	1	2	4	1	8	6	5	2	2	2	5	2	45	
Moyenne par nid	0,50	0,33	0,25	0,00	0,50	0,20	0,40	0,67	0,10	0,73	0,55	0,50	0,14	0,13	0,15	0,36	0,13		0,33
Nb de poussins éclos	8	8	15	16	15	11	9	20	34	31	26	17	37	44	44	36	52	423	
Moyenne par nid	4,00	2,67	3,75	4,00	3,75	2,20	1,80	3,33	3,40	2,82	2,36	1,70	2,64	2,93	3,38	2,57	3,25		2,97
Nb de poussins morts	0	0	5	3	0	2	4	0	4	3	5	1	1	2	3	2	5	40	
Moyenne par nid	0,00	0,00	1,25	0,75	0,00	0,40	0,80	0,00	0,40	0,27	0,45	0,10	0,07	0,13	0,23	0,14	0,31		0,31
Nb de poussins émancipés	8	8	10	13	15	9	5	20	30	22	21	16	36	42	41	32	47	375	
Moyenne par nid	4,00	2,67	2,50	3,25	3,75	1,80	1,00	3,33	3,00	2,00	1,91	1,60	2,57	2,80	3,15	2,29	2,94		2,62
Tendance de la reproduction (Suffisante (S)/Insuffisante (I))	S	S	S	S	S	I	I	S	S	I	I	I	S	S	S	I	S	Moyenne annuelle pour tous les nids	2,62
																		Moyenne pour tous les nids de 2007-2023	2,55

Tableau 2 : Taux d'éclosion (pondus à éclos), taux de survie (éclos à émancipés), et taux global de succès (pondus à émancipés) pour chaque année de 2007 à 2023, selon les données de R. Landrain et S. Delaitte. Le tableau présente également la moyenne et l'écart-type de chaque taux.

Année	% Pondus→éclos	%Eclos→émancipés	%Pondus→émancipés
2007	88,89	100	88,89
2008	88,89	100	88,89
2009	93,75	66,67	62,5
2010	100	81,25	81,25
2011	88,24	100	88,24
2012	91,67	81,82	75
2013	81,82	55,56	45,45
2014	100	100	100
2015	97,14	88,24	85,71
2016	83,78	70,97	59,46
2017	81,25	80,77	65,62
2018	77,27	94,12	72,73
2019	94,87	97,3	92,31
2020	95,65	95,45	91,3
2021	95,65	93,18	89,13
2022	87,8	88,89	78,05
2023	96,3	90,38	87,04
Moyenne	90,76	87,33	79,50
Ecart-type	6,80	13,03	14,31

Analyses statistiques

Les trois régressions linéaires réalisées sur les nicheurs, jeunes et adultes, entre 2007 et 2023, ne révèlent pas de différence significative dans les tendances annuelles pour ces groupes (Tableau 3 à 5). Cependant, pour les adultes, la valeur p de 0,0671 indique une tendance proche de la significativité statistique entre les années. Cette observation mérite une attention particulière, car elle pourrait signaler une variation à la hausse potentiellement notable du nombre d'adultes au fil du temps.

Tableau 3 : Coefficients de régression linéaire des nicheurs sur la période 2007-2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-4445.032	9186.067	-0.484	0.635
Year	2.439	4.559	0.535	0.601

Tableau 4 : Coefficients de régression linéaire des jeunes sur la période 2007-2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-1434.0221	9103.9393	-0.158	0.877
Year	0.9191	4.5181	0.203	0.842

Tableau 5 : Coefficients de régression linéaire des adultes sur la période 2007-2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-3011.0098	1550.9762	-1.941	0.0712 .
Year	1.5196	0.7697	1.974	0.0671 .

Les tests de corrélation entre le nombre de bagueurs et diverses variables (cavités localisées occupées, nicheurs, jeunes, et adultes) révèlent des résultats variables. Le nombre de bagueurs montre une forte corrélation positive avec le nombre de cavités localisées occupées (0,8247), ce qui signifie que plus le nombre de bagueurs augmente, plus de cavités sont localisées. En revanche, la corrélation entre le nombre de bagueurs et le nombre de nicheurs est faible mais positive (0,2354), et elle est encore plus faible pour les jeunes (0,1640). Comme attendu, la corrélation entre le nombre de bagueurs et celui des adultes est plus modérée et positive (0,3882), indiquant qu'une augmentation du nombre de bagueurs est associée à une augmentation du nombre d'adultes bagués. Enfin, la corrélation entre le nombre d'adultes et de jeunes est quasiment nulle, avec une valeur légèrement négative (-0,0037), suggérant qu'une hausse du nombre d'adultes bagués pourrait être associée à une légère diminution du nombre de jeunes bagués (négligeable).

Le modèle linéaire généralisé révèle que le nombre de jeunes est significativement influencé par le nombre de bagueurs (p-value = 0,00183). Plus précisément, pour chaque augmentation d'une unité dans le nombre de bagueurs, le nombre de jeunes augmente de 0,0114. Cette relation est intuitive, car une meilleure prospection peut naturellement conduire à de meilleurs résultats en termes de nombre de jeunes. En revanche, le GLM indique qu'il n'y a pas de relation significative entre le nombre de jeunes et le nombre d'adultes (p-value = 0,197). Toutefois, si une telle relation existait, elle serait négative ; en effet, pour chaque adulte supplémentaire, on observerait une diminution de 0,00101 du nombre de jeunes (Tableau 6).

Tableau 6 : Coefficients du modèle linéaire généralisé (GLM) pour prédire le nombre de jeunes en fonction de différentes variables explicatives (nombre de bagueurs et d'adultes).

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	5.8841778	0.0627367	93.792	< 2e-16 ***
Total_bagueurs	0.0114093	0.0036612	3.116	0.00183 **
Total_adultes	-0.0010135	0.0007849	-1.291	0.19660

Après avoir analysé la représentativité des données pour lesquelles la localisation des cavités de nidification est fournie, nous constatons que les années de 2014 à 2023 sont généralement bien représentées, à l'exception de l'année 2022 (Fig. 22). Nous utiliserons donc les données des années 2014 à 2023 pour les analyses suivantes.

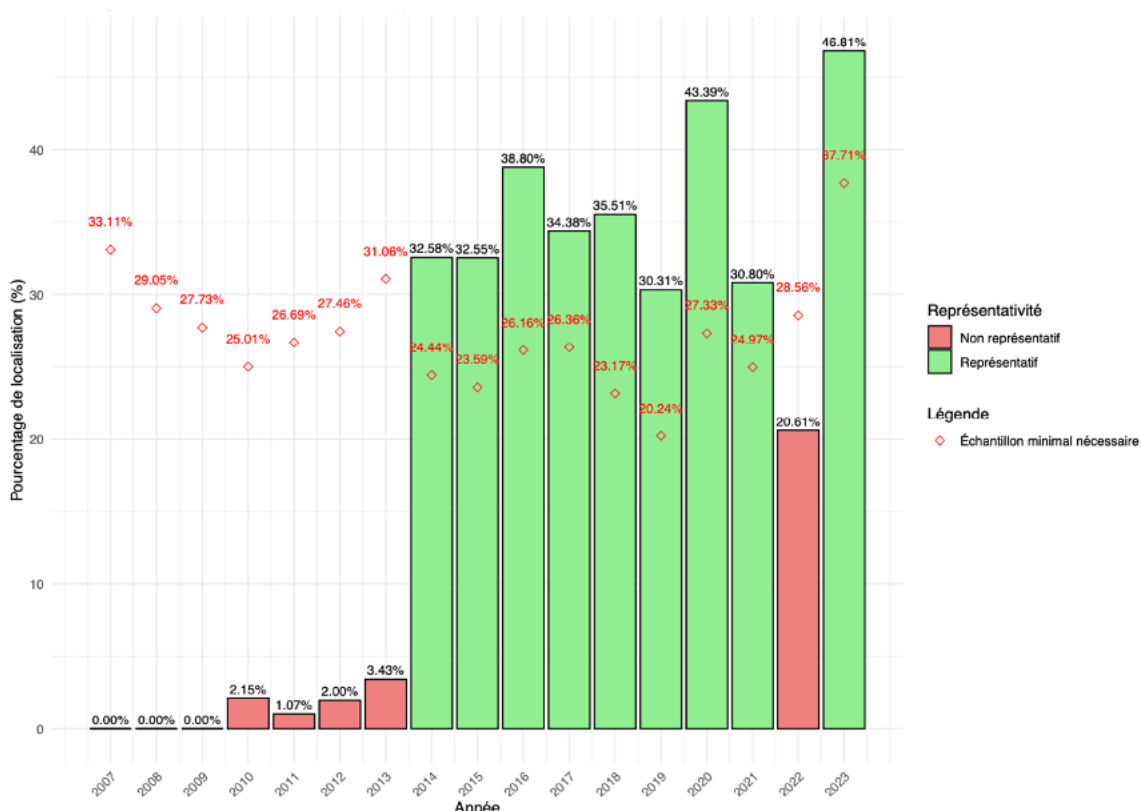


Figure 22 : Pourcentage des données localisées (en noir) par rapport aux données totales, avec la taille minimale d'échantillon nécessaire (en rouge). Les années où le nombre de données localisées atteint la taille minimale requise pour être représentatif de l'échantillon total sont en vert, tandis que celles où ce n'est pas le cas sont en rouge.

Les tests de corrélation entre les taux d'éclosion (œufs pondus à éclos), de survie (éclos à émancipés), et les données météorologiques 2014-2023 (températures moyennes et précipitations cumulées) révèlent des résultats variables. Le taux d'éclosion présente une corrélation élevée et négative avec la température moyenne (-0,607), ce qui indique que des températures plus basses sont associées à un meilleur taux d'éclosion. En revanche, le taux d'éclosion montre une corrélation modérément positive avec les précipitations (0,347), suggérant qu'une météo plus pluvieuse pourrait également favoriser l'éclosion des œufs. Ainsi, une combinaison de températures plus basses et de précipitations plus élevées semble être plus favorable à l'éclosion. Pour le taux de survie, la corrélation avec les températures est faiblement positive (0,053), tandis que la corrélation avec les précipitations est faiblement négative (-0,228). Ces résultats montrent que les conditions météorologiques ont un impact faible sur le taux de survie, bien qu'une météo trop pluvieuse puisse être légèrement défavorable à la survie des jeunes. Enfin, le taux global (œufs pondus à émancipés) est très modérément négativement corrélé à la température (-0,323), ce qui suggère que des températures plus élevées pourraient être défavorables à la survie globale des jeunes. La corrélation avec les précipitations est très faible et positive (0,068), indiquant que des précipitations modérées pourraient avoir un effet légèrement favorable sur la survie globale des jeunes. En résumé, des températures plus basses et des précipitations plus élevées semblent favoriser l'éclosion, tandis que les effets sur le taux de survie sont moins marqués mais suggèrent que des conditions trop pluvieuses pourraient être légèrement défavorables.

Lorsque l'on examine l'effet de la température moyenne (d'avril à août) et des précipitations cumulées sur la moyenne de jeunes produits par cavité localisée et occupée, les résultats ne montrent aucune significativité notable, ce qui indique qu'aucune différence

importante en fonction des conditions météorologiques n'est observée (Tableau 7 à 9). Cependant, dans le modèle combiné, l'effet des précipitations est proche de la significativité (p -value = 0,062), suggérant qu'une augmentation des précipitations pourrait induire une augmentation de 0,0025 jeunes par nid. Ce résultat est cohérent avec les observations précédentes, qui indiquaient un meilleur taux d'éclosion et de survie globale avec des précipitations légèrement plus élevées.

Tableau 7 : Coefficients de régression linéaire de la moyenne de jeunes par cavité localisée et occupée en fonction des températures moyennes d'avril à août pour la période 2014-2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	3,190	1,112	2,868	0,021
Temperature	-0,009	0,067	-0,139	0,893

Tableau 8 : Coefficients de régression linéaire de la moyenne de jeunes par cavité localisée et occupée en fonction des précipitations cumulées d'avril à août pour la période 2014-2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	2,689	0,220	12,211	1,88E-06
Precipitation	0,001	0,001	1,615	0,145

Tableau 9 : Coefficients de régression linéaire de la moyenne de jeunes par cavité localisée et occupée en fonction de l'effet simultané des températures moyennes et des précipitations cumulées d'avril à août pour la période 2014-2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Intercept	0,621	1,474	0,421	0,686
Temperature	0,108	0,076	1,417	0,199
Precipitation	0,003	0,001	2,217	0,062

Après avoir vérifié la normalité des résidus et l'homogénéité des variances à l'aide des tests de Shapiro et de Levene, nous avons réalisé un test t pour examiner s'il existait une différence significative dans la moyenne du nombre de jeunes entre la Hesbaye flamande et la Hesbaye wallonne. Les résultats montrent qu'aucune différence significative n'est observée entre les deux régions (p -value = 0,203) (Tableau 10). En effet, la moyenne du nombre de jeunes par nid est de 3,05 pour la Flandre et de 2,83 pour la Wallonie.

Tableau 10 : Coefficients du test t pour la moyenne de jeunes par cavité localisée et occupée en fonction de la région (2014-2023).

Test	t_statistic	df	p_value	mean_Flandre	mean_Wallonie
Comparaison des moyennes entre régions	1,283	82,112	0,203	3,050	2,838

Le test de corrélation de Pearson montre qu'aucune des variables d'habitat n'a d'impact significatif sur le nombre moyen de jeunes par cavité localisée et occupée (Tableau 11).

Tableau 11 : Coefficients de corrélation de Pearson pour la moyenne des jeunes par cavité localisée et occupée en fonction des différentes variables d'habitat (2014-2023).

Variable	Correlation_Coefficient	t_value	p_value
foret	0,019	0,232	0,817
jardins	0,056	0,669	0,404
prairie_et_fourrage	-0,096	-1,146	0,254
terres_cultivees	0,001	0,008	0,993
vergers	0,035	0,412	0,68
urbanises	-0,027	-0,322	0,748
nbr_maisons	-0,046	-0,55	0,583
dist_maison	0,045	0,045	0,594

Après avoir testé la colinéarité entre les variables d'habitat, nous ne constatons qu'aucune paire d'entre elles n'est hautement corrélée ($>0,7$) (Fig. 23). Nous conserverons donc toutes les variables dans les modèles linéaires généralisés (GLM) à venir.

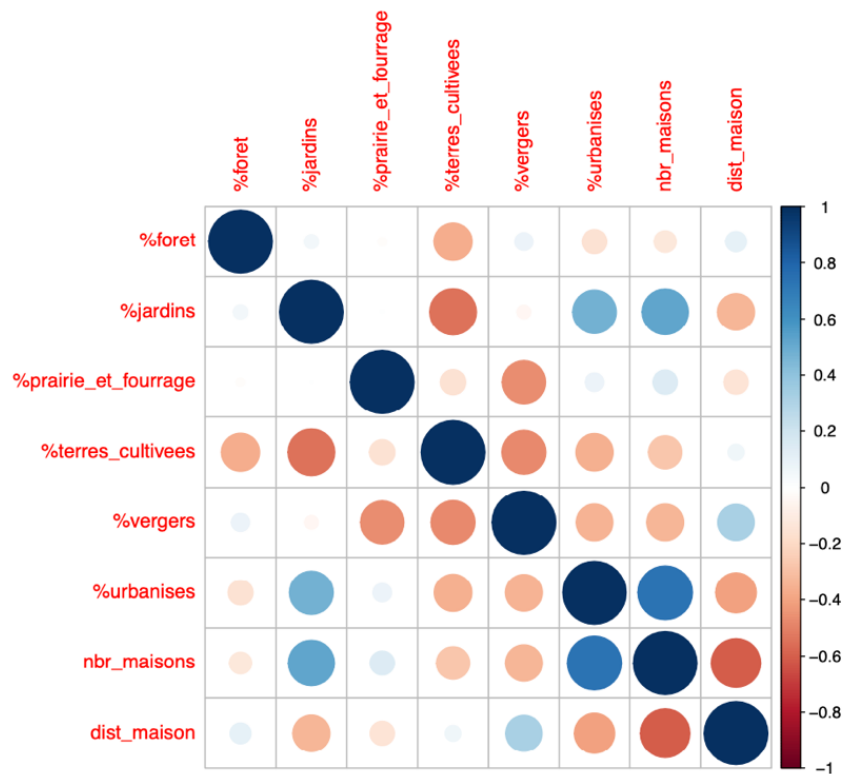


Figure 23 : Matrice de colinéarité des différentes variables d'habitat.

Lorsque nous appliquons le GLM à la moyenne des jeunes par cavité localisée et occupée en fonction des variables d'habitat, nous constatons qu'aucune de ces variables n'a d'effet significatif sur la moyenne (Tableau 12). Cela corrobore les résultats obtenus avec le test de corrélation de Pearson.

Tableau 12 : Coefficients du modèle linéaire généralisé (GLM) pour la moyenne des jeunes par cavité localisée et occupée en fonction des variables d'habitat (2014-2023).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.097e+00	1.128e+00	1.860	0.0651
`%foret`	-1.010e-02	1.272e-02	-0.794	0.4288
`%jardins`	-4.061e-03	1.267e-02	-0.321	0.7491
`%prairie_et_fourrage`	-1.282e-02	1.206e-02	-1.063	0.2896
`%terres_cultivees`	-9.760e-03	1.157e-02	-0.843	0.4006
`%vergers`	-1.031e-02	1.131e-02	-0.912	0.3636
`%urbanises`	-9.959e-03	1.185e-02	-0.841	0.4020
nbr_maisons	-5.600e-04	1.376e-03	-0.407	0.6846
dist_maison	9.837e-05	2.885e-04	0.341	0.7336

À travers le GLM du taux d'occupation en fonction des variables d'habitat et de l'identifiant des bagueurs, nous observons un effet significatif positif pour les nichoirs d'Alain Hancel et de René Landrain sur le taux d'occupation de leurs nichoirs (Tableau 13). Nous notons également que les prairies et fourrages ainsi que les vergers (hautes et basses tiges), ainsi que les bagueurs André Burnel et VB, montrent des effets proches de la significativité. Cependant, il est surprenant que les prairies et fourrages et les vergers semblent avoir un effet négatif, avec des valeurs de -2,15 et -1,86 respectivement. De même, les effets des bagueurs André Burnel et VB semblent également négatifs et proches de la significativité. Cela pourrait s'expliquer par le fait que ces bagueurs ont réalisé un nombre limité de baguages (2 et 3 baguages respectivement), ce qui pourrait limiter le taux d'occupation observé. Ces résultats surprenants concernant les prairies, fourrages et vergers seront expliqués et justifiés plus en détail dans la discussion ci-dessous.

Tableau 13 : Coefficients du modèle linéaire généralisé (GLM) pour le taux d'occupation des cavités en fonction des variables d'habitat et de l'identité des bagueurs (2014-2023).

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	199.91047	105.05313	1.903	0.0593
`%foret`	-1.37720	1.14465	-1.203	0.2312
`%jardins`	-1.06992	1.21300	-0.882	0.3794
`%prairie_et_fourrage`	-2.14849	1.12607	-1.908	0.0587
`%terres_cultivees`	-1.57868	1.07398	-1.470	0.1441
`%vergers`	-1.86131	1.07810	-1.726	0.0867
`%urbanises`	-1.72262	1.10399	-1.560	0.1212
nbr_maisons	0.15846	0.11853	1.337	0.1837
dist_maison	0.02013	0.02612	0.771	0.4423
ID_bagueur1427	17.65923	15.80762	1.117	0.2661
ID_bagueur1489	3.53641	19.47689	0.182	0.8562
ID_bagueurAlain Hancel	25.71661	11.22089	2.292	0.0236 *
ID_bagueurAndré Burnel	-34.22565	19.90105	-1.720	0.0879
ID_bagueurDN	10.35379	27.03402	0.383	0.7024
ID_bagueurDO	-0.66498	7.55910	-0.088	0.9300
ID_bagueurKS	-9.82205	27.55946	-0.356	0.7221
ID_bagueurRené Landrain	24.27172	9.79607	2.478	0.0146 *
ID_bagueurStéphane Delaitte	10.13814	11.56365	0.877	0.3823
ID_bagueurThierry Ory	-9.11789	10.23711	-0.891	0.3748
ID_bagueurVB	-30.31575	16.42768	-1.845	0.0673
ID_bagueurWG	-15.56915	27.41832	-0.568	0.5712

Le test de Wilcoxon sur les cavités occupées et inoccupées en Wallonie indique que la seule variable significativement différente est le taux (%) de forêts/bois/bosquets (Tableau 14). En effet, les zones tampons des nichoirs inoccupés contiennent une proportion plus élevée de zones boisées (8,69%) par rapport à celles des cavités occupées (3,63) (Fig. 24).

Tableau 14 : Moyennes, écarts-types, statistiques de test et P-valeurs du test de Wilcoxon pour les cavités occupées et inoccupées en Wallonie (2014-2023).

	Forêts		Jardins		Prairies et fourrages		Terres cultivées		Vergers		Urbanisés		Nombre de batisses	
	Occupés	Inoccupés	Occupés	Inoccupés	Occupés	Inoccupés	Occupés	Inoccupés	Occupés	Inoccupés	Occupés	Inoccupés	Occupés	Inoccupés
Moyenne	3,63	8,69	7,37	8,87	16,55	15,48	44,79	40,8	5,6	4,6	20,74	17,73	89,64	85,88
Ecart-type	3,9	9,64	4,43	6,76	11,23	9,58	17,26	17,89	3,89	3,85	9,36	10,68	24,09	24,93
Statistique de test	2507		1975		1783		1598		1825,5		1629		1625	
P-valeur	0,0005592		0,4518		0,8295		0,249		1		0,3194		0,2315	

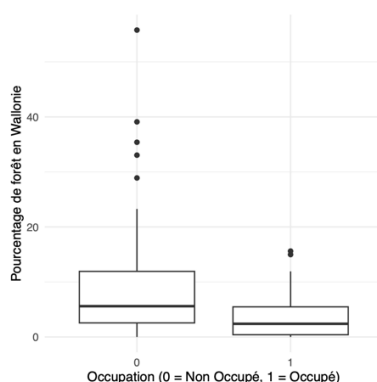


Figure 24 : Boxplot des résultats du test de Wilcoxon sur les cavités occupées et inoccupées pour la variable significative 'forêts/bois/bosquets'.

Le test de Wilcoxon sur les différences de taux (%) d'habitat entre la Flandre et la Wallonie pour les cavités occupées révèle de nombreuses différences significatives entre les deux régions (Tableau 15). En effet, la seule variable non significative concerne les prairies et fourrages. La Wallonie est moins boisée, possède moins de jardins et beaucoup moins de vergers. En revanche, elle compte bien plus de terres cultivées, de zones urbanisées et de bâtiments que la Flandre (Fig. 25).

Tableau 15 : Moyennes, écarts-types, statistiques de test et P-valeurs du test de Wilcoxon pour les cavités occupées en Flandre et en Wallonie (2014-2023).

	Forêts		Jardins		Prairies et fourrages		Terres cultivées		Vergers		Urbanisés		Nombre de batisses	
	Flandre	Wallonie	Flandre	Wallonie	Flandre	Wallonie	Flandre	Wallonie	Flandre	Wallonie	Flandre	Wallonie	Flandre	Wallonie
Moyenne	7,556	3,633	10,121	7,370	13,288	16,549	28,676	44,790	24,562	5,602	14,557	20,737	71,912	89,636
Ecart-type	6,805	3,907	6,265	4,431	8,685	11,234	16,302	17,264	16,68893	3,891	9,482	9,356	34,730	24,085
Statistique de test	3119		2830		1891		1114		3923		1360		1552,5	
P-valeur	0,0002		0,0125		0,1327		1,46E-06		8,15E-13		0,000164600000		0,001	

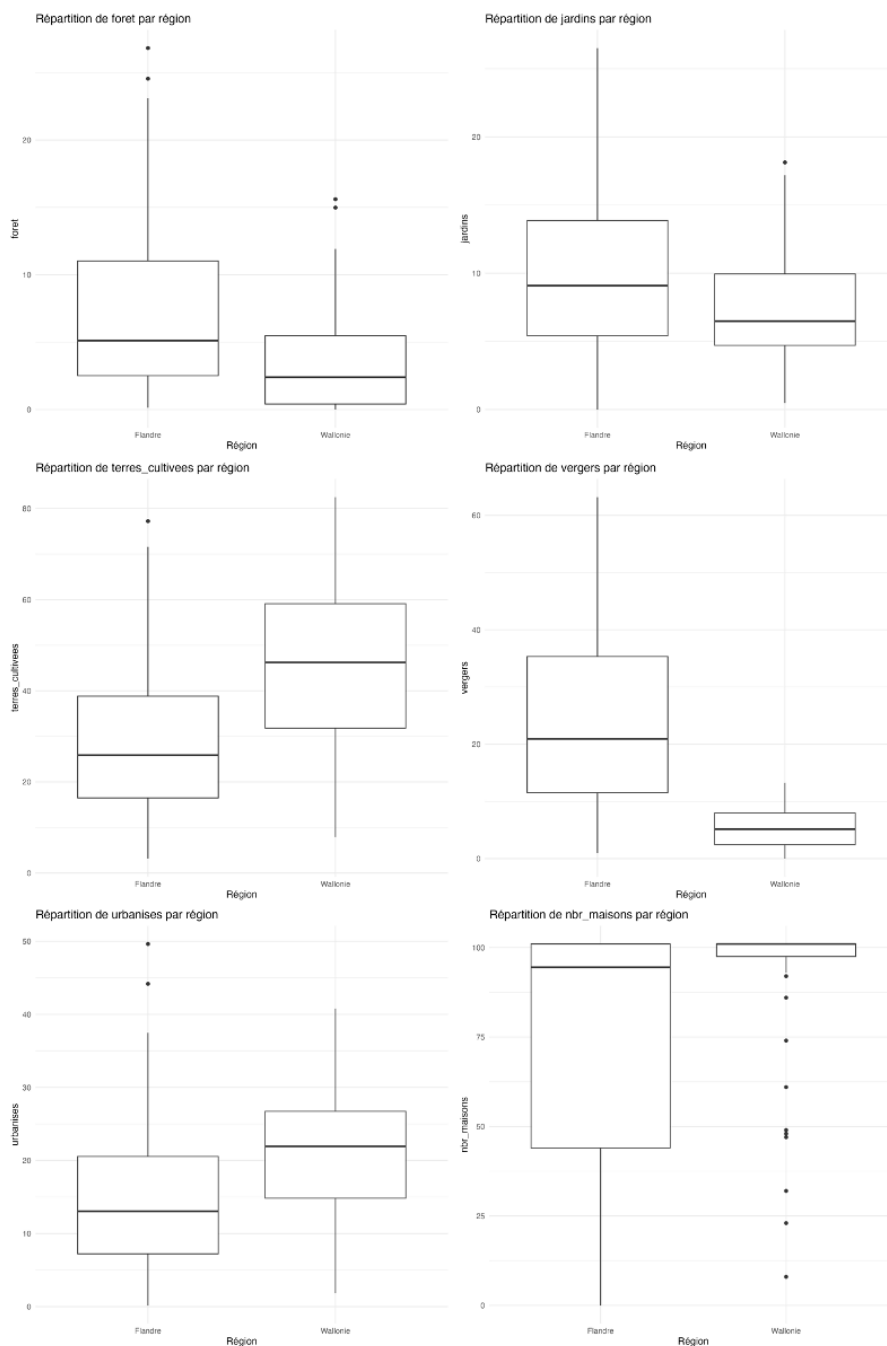


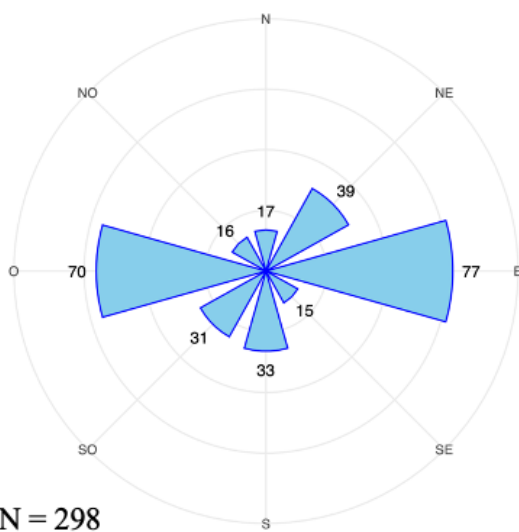
Figure 25 : Boxplots des résultats du test de Wilcoxon sur les cavités occupées en Flandre et Wallonie pour les différentes variables significatives.

Reprise (Hesbaye)

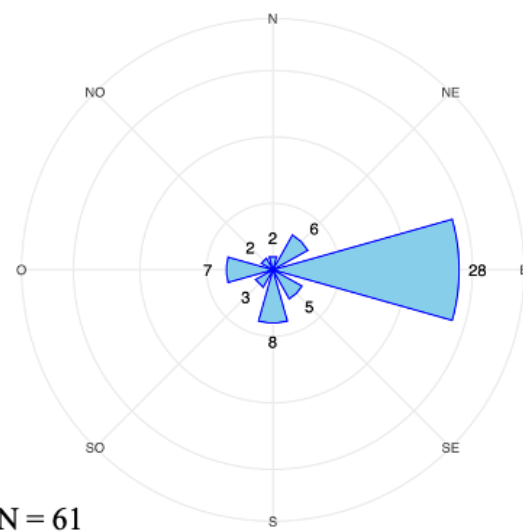
Tout d'abord, il est important de préciser que la dispersion a été analysée en ne considérant que les individus retrouvés à des localisations différentes de leur position d'origine.

Cela réduit le nombre de reprises de jeunes nés en Hesbaye de 454 à 298, et celui des adultes bagués en Hesbaye de 531 à 61. Ainsi, on constate que le taux de dispersion des adultes vers d'autres communes est très faible : seuls 64 adultes sur 535, en incluant ceux bagués hors Hesbaye, ont été repris dans une autre commune. Cela montre que les adultes se dispersent peu. La deuxième observation concernant la dispersion des individus originaires de Hesbaye est qu'ils semblent suivre un axe Ouest-Est. Les jeunes se déplacent aussi bien vers l'Ouest que vers l'Est, tandis que les adultes tendent à se diriger davantage vers l'Est. Les mouvements vers le Nord ou le Sud sont relativement rares. Pour les individus bagués en dehors de la Hesbaye, deux axes de dispersion se dégagent : un axe principal allant d'Ouest en Est et un axe secondaire de Nord-Est en Sud-Ouest. Toutefois, étant donné le très petit échantillon d'adultes bagués hors Hesbaye, il est difficile de tirer des conclusions fiables sur ces tendances (Fig. 26).

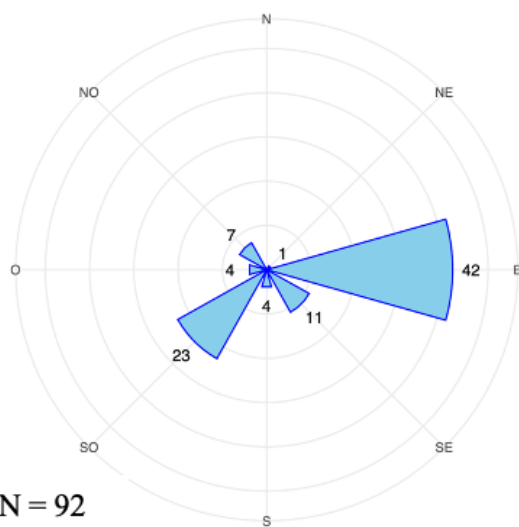
Dispersion des Chevêches nées en Hesbaye
Nombre d'Individus par Direction Cardinale



Dispersion des Chevêches Adultes bagués en Hesbaye
Nombre d'Individus par Direction Cardinale



Dispersion des Chevêches non nées en Hesbaye
Nombre d'Individus par Direction Cardinale



Dispersion des Chevêches Adultes baguées hors de Hesbaye
Direction de dispersion en points cardinaux

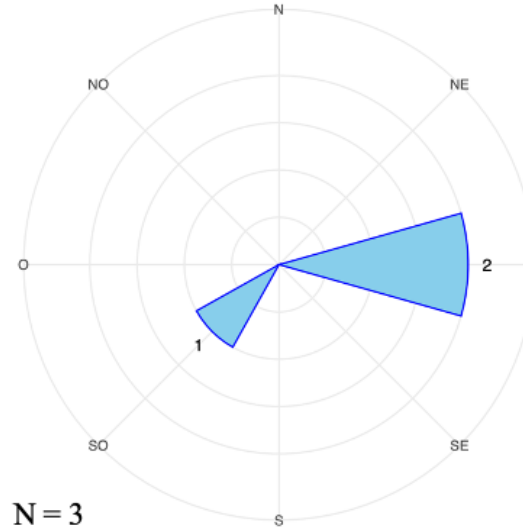


Figure 26 : Direction de dispersion des jeunes et des adultes repris en Hesbaye, qu'ils soient originaires de cette région ou d'ailleurs (2007-2023).

En examinant les distances moyennes parcourues par les individus après leur reprise, deux observations se dégagent. Premièrement, ces distances restent relativement faibles, avec

un maximum de 14 km. Deuxièmement, ces distances sont systématiquement plus importantes pour les individus bagués hors de la Hesbaye, qu'ils soient jeunes ou adultes. Les jeunes bagués en Hesbaye parcourent en moyenne 4,17 km, ce qui est nettement plus que les adultes, qui parcourent en moyenne seulement 0,63 km. À l'inverse, pour les individus bagués hors de la Hesbaye, ce sont les adultes qui couvrent les plus grandes distances, avec une moyenne de 14 km, suivis de près par les jeunes, qui parcourent en moyenne 12,76 km. Toutefois, en regardant les distances maximales parcourues, certains jeunes bagués hors Hesbaye ont atteint jusqu'à 84 km, contre 27 km pour les adultes. Pour les individus bagués en Hesbaye, certains jeunes ont parcouru jusqu'à 63 km, soit presque les deux tiers de la largeur de la région, tandis que les adultes ont atteint un maximum de 45 km, ce qui représente près de la moitié de la largeur de la Hesbaye (Tableau 16).

Tableau 16 : Distances moyennes, minimales et maximales parcourues les jeunes et les adultes repris en Hesbaye, qu'ils soient originaires de cette région ou d'ailleurs (2007-2023).

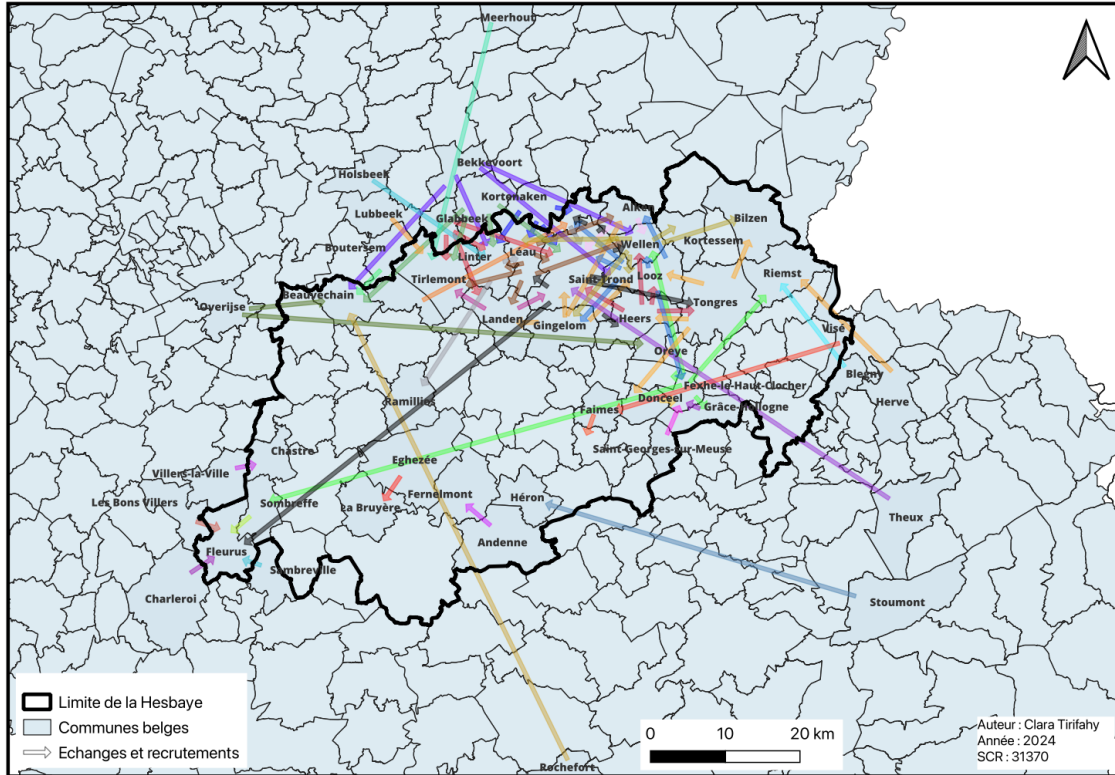
Catégorie	Moyenne (km)	Maximale (km)	Minimale (km)
Pulli nés en Hesbaye	4,17	63	0
Pulli nés hors Hesbaye	12,76	84	2
Adultes bagués en Hesbaye	0,63	45	0
Adultes bagués hors Hesbaye	14,00	27	5

Sur les 546 pulli bagués en Hesbaye, 28,57 % (n=156) ont parcouru moins d'un kilomètre après leur baguage, tandis que 37,36 % (n=204) ont parcouru entre 1 et 5 kilomètres. Par ailleurs, 20,51 % (n=112) des pulli ont parcouru entre 6 et 10 kilomètres, et 13,55 % (n=74) ont parcouru plus de 10 kilomètres. Parmi ces 546 individus, 187 pulli (34,24 %) ont changé de localité après leur baguage. En moyenne, les pulli femelles ont été reprises à une distance de 7,10 km, avec une distance maximale de 53 km, tandis que les mâles ont été repris à une distance moyenne de 4,9 km, avec un maximum de 84 km.

Lorsque l'on observe les échanges et recrutements de pulli repris en Hesbaye, on constate qu'il existe de nombreuses dispersions recensées vers et en Flandre, et moins en Wallonie (Fig. 27). Au total, des échanges et recrutements ont été notés pour 52 communes, dont 36 en Hesbaye et 16 hors Hesbaye. On constate également que certaines communes rencontrent plus de mouvements que d'autres, que ce soit positivement ou négativement. Ainsi, on observe par exemple que Fleurus dénombre 37 recrutements pour aucun échange, tandis que Saint-Trond et Wellen présentent des bilans négatifs avec respectivement 34 recrutements contre 46 échanges pour Saint-Trond, et 24 recrutements contre 28 échanges pour Wellen, ce qui se traduit par un bilan négatif de -12 pour Saint-Trond et de -4 pour Wellen. À l'inverse, Léau, Looz et Linter montrent des bilans positifs avec respectivement des valeurs de 2, 21 et 19. Ces bilans indiquent un recrutement net positif pour ces communes. D'autres communes obtiennent un total nul, comme c'est le cas pour Grâce-Hollogne. On peut également citer le cas d'un individu mâle né à Rochefort et s'étant installé 11 mois plus tard à Beauvechain, soit à 84 km de son lieu de naissance. Un autre, mentionné précédemment, a traversé les deux tiers de la largeur de la Hesbaye pour aller de Saint-Trond à Fleurus (63 km) et a été repris 9 mois plus tard. Un zoom sur la Hesbaye de cette illustration est disponible en annexe 5.

En ce qui concerne les échanges et recrutements des adultes repris en Hesbaye, on observe de nouveau une différence dans les dispersions entre la Flandre et la Wallonie (Fig. 28). En tout, des échanges et recrutements ont été notés pour 20 communes, dont 17 en Hesbaye et 3 hors Hesbaye. Certaines communes affichent des bilans positifs, comme Wellen, Looz et Grâce-Hollogne, avec respectivement des bilans de 4, 4 et 5. En revanche, Saint-Trond présente

à nouveau un bilan négatif, avec seulement un recrutement contre 4 échanges, soit un bilan de -3. Linter a un bilan nul. Par ailleurs, un individu a parcouru 45 km entre Héron et Oupeye et a été repris près de 8 ans plus tard. Il est également intéressant de noter que la grande majorité des reprises enregistrées entre 2007 et 2023 se situent dans des communes où nous disposons de données de baguage, que ce soit pour les pulli ou les adultes (Annexe 5 et Fig. 28).



Communes d'origine	Communes de reprise	Nombre d'oiseaux	Communes d'origine	Communes de reprise	Nombre d'oiseaux
Alken	Saint-Trond	1	Linter	Léau	1
	Wellen	1		Ramillies	1
Andenne	Fernelmont	1	Looz	Wellen	8
	Looz	6		Saint-Trond	6
Bekkevoort	Linter	3	Fexhe-le-Haut-Clocher	Gingelom	3
	Beauvechain	1		Alken	2
Blegny	Wellen	1	Nieuwerkerken	Lubbeek	1
	Riemst	1		Tirlemont	6
Boutersem	Beauvechain	8	Léau	Linter	6
	Linter	1		Saint-Trond	4
Charleroi	Tirlemont	1	Tirlemont	Alken	2
	Fleurus	4		Landen	1
Donceel	Fexhe-le-Haut-Clocher	1	Landen	Wellen	1
	Villers-la-Boulliet	1		Wellen	1
Falmes	Grâce-Hollogne	1	Meerhout	Tirlemont	1
	Remicourt	1		Nieuwerkerken	1
Fexhe-le-Haut-Clocher	Riemst	1	Overijse	Beauvechain	2
	Wellen	1		Oreye	1
Geetbets	Sombrefe	1	Rochefort	Beauvechain	1
	Linter	5		Saint-Georges-sur-Meuse	Fexhe-le-Haut-Clocher
Gingelom	Léau	2	Saint-Trond	Looz	17
	Nieuwerkerken	1		Léau	10
Glabbeek	Saint-Trond	1	Wellen	Nieuwerkerken	3
	Alken	6		Alken	2
Grâce-Hollogne	Saint-Trond	3	Heers	Looz	2
	Landen	1		Fleurus	1
Heers	Looz	1	Tongres	Tongres	1
	Tirlemont	2		Fleurus	3
Herve	Léau	1	Sambreville	Fleurus	8
	Saint-Trond	1		Sombrefe	1
Holsbeek	Saint-Trond	1	Stoumont	Héron	1
	Linter	1		Theux	1
Kortenaeken	Fexhe-le-Haut-Clocher	1	Tongres	Saint-Trond	2
	Saint-Trond	8		Donceel	1
Landen	Tongres	3	Looz	Bilzen	2
	Wellen	2		Bilzen	1
Les Bons Villers	Looz	1	Villers-la-Ville	Heers	1
	Riemst	1		Chastre	1
Linter	Nieuwerkerken	1	Visé	Falmes	3
	Linter	1		Looz	15
Looz	Linter	6	Wellen	Saint-Trond	4
	Tirlemont	4		Gingelom	3
Landen	Beauvechain	1	Léau	Léau	3
	Saint-Trond	1		Kortesseem	2
Léau	Saint-Trond	3	Alken	Alken	1
	Tirlemont	1		Éghezée	2
Léau	Fleurus	2	Total		266
	Fleurus	21			

Figure 27 : Illustration des échanges et des recrutements de juvéniles vers et au sein de la Hesbaye. Répartition par communes d'origine et de destination de la dispersion post-juvénile de 266 Chevêches d'Athena, reprises en Hesbaye entre 2007 et 2023.

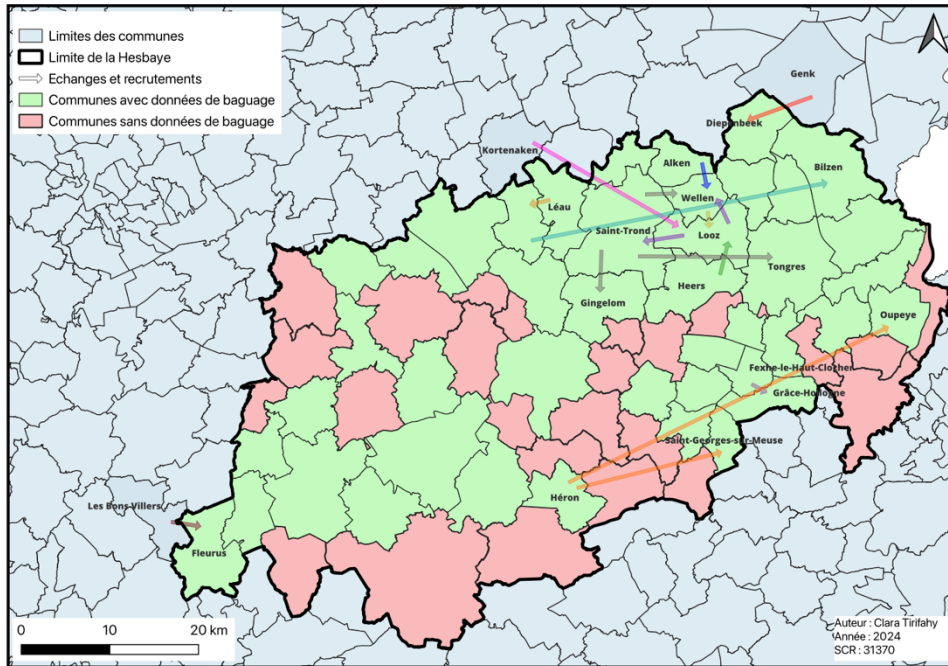


Figure 28 : Illustration des échanges et des recrutements des adultes vers et au sein de la Hesbaye. Répartition par communes d'origine et de destination de la dispersion de 30 Chevêches d'Athena, reprises en Hesbaye entre 2007 et 2023.

Communes d'origine	Communes de reprise	Nombre d'oiseaux
Aiken	Wellen	1
Fexhe-le-Haut-Clocher	Grâce-Hollogne	5
Genk	Diepenbeek	1
Heers	Looz	5
Héron	Oupeye	1
	Saint-Georges-sur-Meuse	1
Kortenaken	Looz	1
Les Bons Villers	Fleurus	1
Lintier	Bilzen	1
Looz	Wellen	4
	Saint-Trond	1
Léau	Lintier	1
Saint-Trond	Wellen	2
	Gingelom	1
	Tongres	1
Wellen	Looz	3
Total		30

Balisage (PNBM)

Le KDE 95% pour ce mâle couvre une surface de 12,35 hectares, représentant son domaine vital (Fig. 29).

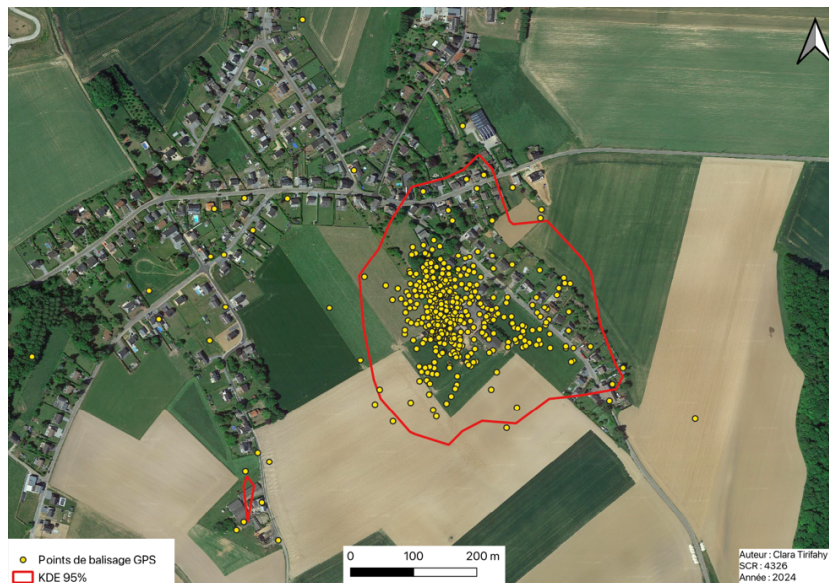


Figure 29 : Localisations GPS et estimation KDE à 95% de la Chevêche d'Athena mâle balisée du 7 au 18 juillet 2023. Vous pouvez également visualiser les déplacements au fil du temps en consultant la vidéo (format MP4) disponible à ce lien : <https://1drv.ms/v/s!Agp1r8Oxe3RiunG7ZO1U1dqXa5Xz?e=5bLSyw> .

La composition de l'habitat est largement dominée par les terres cultivées, qui représentent 56,71 % de l'ensemble, suivies des zones urbanisées à 26,29 %. Les jardins constituent 9,92 %, tandis que les vergers comptent pour 3,93 %. Les prairies et fourrages représentent 2,61 %, et les MAE couvrent 0,55 % (Fig. 30). Il est intéressant de noter que la taille moyenne des champs est de 1,06 hectares ($\pm 2,06$ hectares).

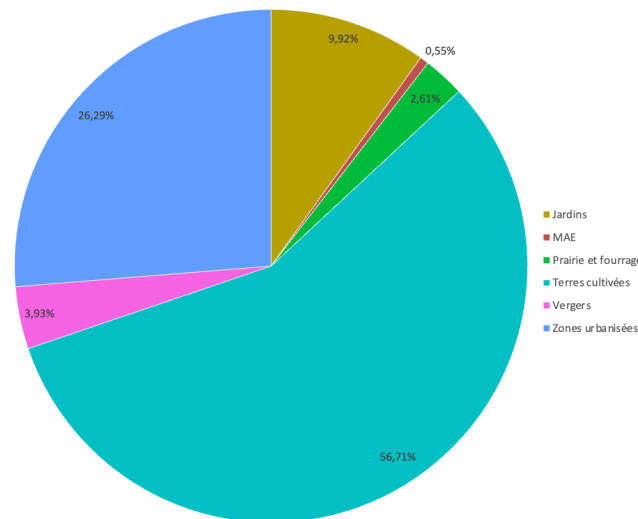


Figure 30 : Répartition des différents types de couvertures terrestres dans la zone tampon (500m) entourant le nichoir de la Chevêche d'Athéna balisée.

Lors de la comparaison de la composition de l'habitat en fonction des intervalles de distance (Fig. 31), on observe des variations significatives entre les 100 premiers mètres et les distances plus éloignées. Dans le premier intervalle de distance, les zones urbanisées prédominent, suivies par les terres cultivées et les vergers. Ce premier intervalle présente le taux le plus élevé de vergers, dont la proportion diminue ensuite pour atteindre zéro dans l'intervalle de 300 à 400 mètres. À l'inverse, les terres cultivées deviennent la principale utilisation du sol dès l'intervalle de 100 à 200 mètres, surpassant les zones urbanisées. Les jardins et les zones urbanisées montrent une tendance inverse : lorsque l'un augmente, l'autre diminue. On observe une augmentation du taux de jardins jusqu'à l'intervalle de 200 à 300 mètres, suivie d'une diminution jusqu'à 300 à 400 mètres, avant une légère remontée. Les prairies et fourrages sont peu présents dans cette zone. Cependant, il est intéressant de noter que le verger où le nichoir est installé est également utilisé comme pâturage, ce qui pourrait le classer dans les deux catégories (ce qui sera en partie fait lors de la distribution des points de localisation au sein des différents habitats). Les MAE sont très rares et se trouvent à une certaine distance, la première étant à 386 mètres du nichoir et la seconde à 488 mètres.

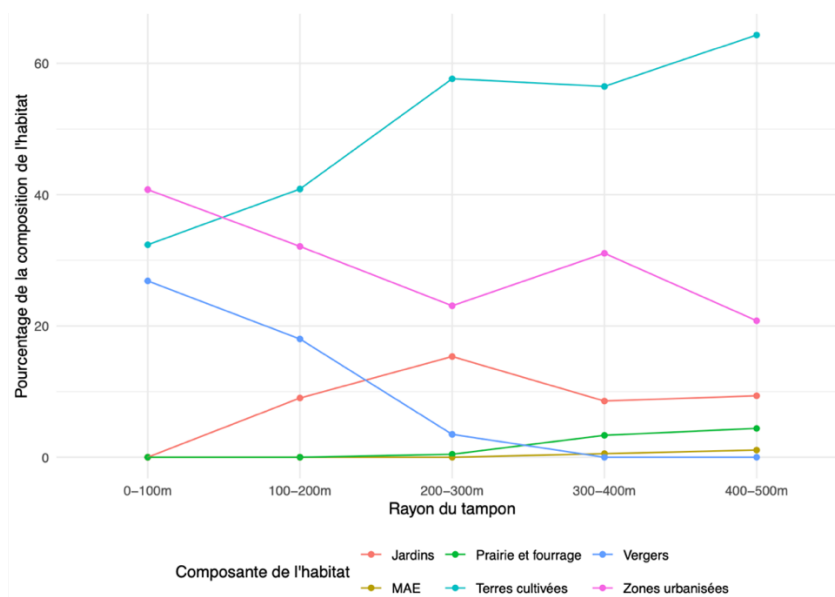


Figure 31 : Composition de l'habitat selon des intervalles de distance depuis le nichoir.

En examinant la distribution des points de localisation dans les différents types d'habitat (Fig. 32 (a)), il apparaît que le verger où le nichoir est installé est l'habitat le plus fréquenté, représentant 32,03% des localisations. Il est suivi par les zones urbanisées (26,58%), puis par les prairies et fourrages, qui sont principalement des zones dégagées du verger utilisées comme pâturage (22,32%). Les jardins représentent 11,07% des localisations, tandis que les terres cultivées constituent 7,67%. Les localisations dans les forêts, bois et bosquets, ainsi que dans les MAE, sont très rares, avec seulement un point de localisation dans chacun de ces habitats. Lorsqu'on analyse l'utilisation de l'habitat par intervalles de distance (Fig. 32 (b)), plusieurs tendances se dégagent. Dans l'intervalle de 0 à 100 m, les vergers sont les plus utilisés (46,42 %), suivis par les zones urbanisées (23,95 %), les prairies et fourrages (12,35 %), les jardins (10,62 %), et enfin les terres cultivées (6,67 %). Entre 100 et 200 m, les prairies et fourrages dominent nettement (56 %). Pour l'intervalle de 200 à 300 m, les différents habitats sont utilisés de manière équivalente (25 % chacun). De 300 à 400 m, le mâle se trouve principalement dans les zones urbanisées et les jardins (45,45 % chacun). Enfin, entre 400 et 500 m, il privilégie les zones urbanisées (44,44 %), suivies des prairies et fourrages (22,22 %), tandis que les jardins, les MAE, et les terres cultivées se partagent le reste à parts égales (11,11 % chacun). Le seul point situé dans une zone boisée se trouve à plus de 500 m.

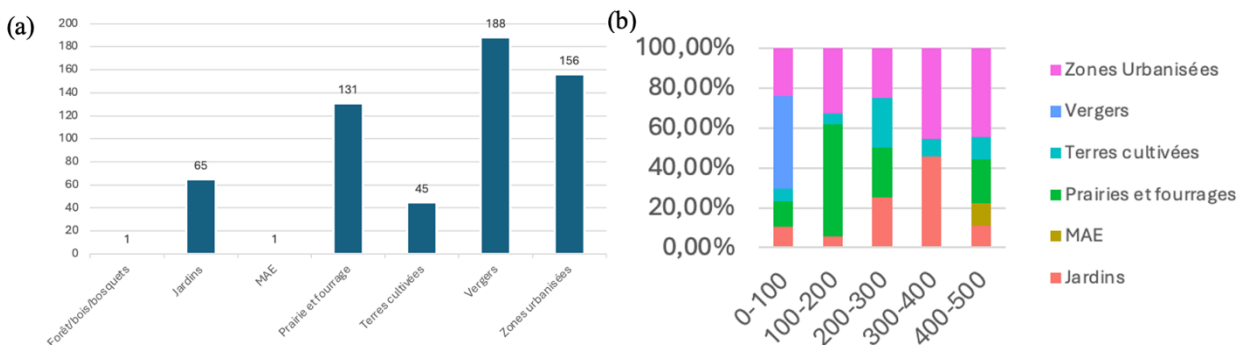


Figure 32 : Distribution des points de localisation au sein des différents habitats (a) et selon les intervalles d'habitat (b).

La distance moyenne du nid, pondérée par le temps passé à chaque position, est de 83,00 mètres, avec un écart-type de 90,08 mètres. La distribution des distances au nid est asymétrique positive, comme le montre la médiane à 73,46 mètres et le 90e percentile à 194,55 mètres. En revanche, la valeur maximale des distances parcourues dépasse 600 mètres (voir Fig. 33).

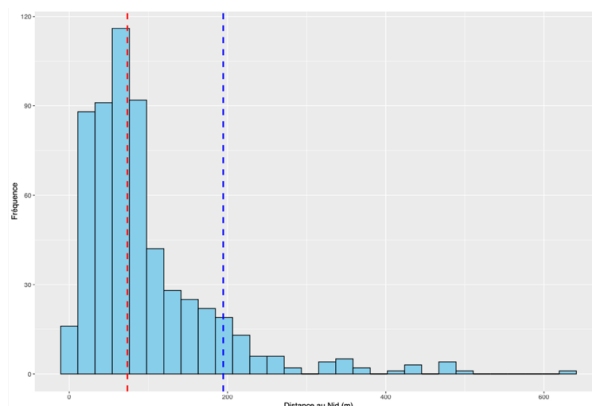


Figure 33 : Distribution des distances par rapport au nid. Ligne pointillée rouge : médiane. Ligne pointillée bleue : 90e percentile.

En examinant les distances parcourues par heure, il est clair que toutes les distances cumulées supérieures à 600 mètres sont enregistrées entre 23h et 2h du matin. Cela indique une activité accrue durant ces périodes nocturnes, suggérant que l'individu est particulièrement actif durant ces heures (Fig.34).

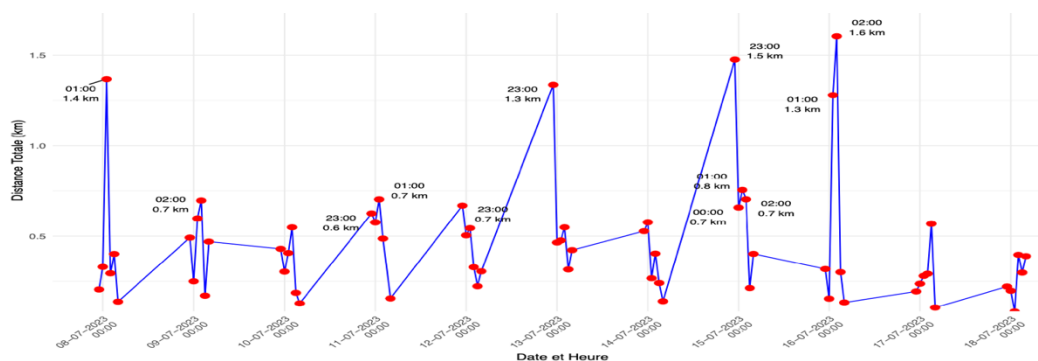


Figure 34 : Distance parcourue à chaque heure de la nuit (23h-5h) du 7 au 18 juillet 2023.

Lors de l'analyse des corrélations entre la distance parcourue par heure et les variables météorologiques telles que la température et les précipitations, nous observons une corrélation légèrement positive de 0,247 avec la température, indiquant que des températures plus élevées sont associées à une distance parcourue plus importante par heure. En revanche, les précipitations montrent une faible corrélation négative de -0,126, suggérant que des précipitations plus faibles sont également associées à des distances parcourues plus grandes. En procédant à une régression linéaire simultanée des variables météorologiques avec la distance parcourue par heure (Tableau 17), nous constatons que la température exerce une influence significative sur la distance parcourue (p -value = 0,0409), avec une relation positive : à mesure que la température augmente, la distance parcourue augmente également. Les précipitations, quant à elles, n'ont pas d'effet significatif sur la distance parcourue, bien que si un effet était détecté, il serait de nature négative.

Tableau 17 : Coefficients de régression linéaire de la distance horaire en fonction de l'effet simultané des températures et des précipitations horaires du 7 au 18 juillet 2023.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.05454	0.20017	0.272	0.7862
Temperature	0.02558	0.01225	2.088	0.0409 *
Precipitation	-0.10584	0.09189	-1.152	0.2538

Discussion

Baguage (Hesbaye)

Difficultés

En examinant la figure 13, on remarque rapidement que, pour la période 2007-2023, il existe des lacunes dans les données de baguage en Hesbaye. Il est légitime de s'interroger sur l'origine de ces absences. Une première hypothèse plausible serait le manque de bagueurs dans certaines communes. Une autre possibilité pourrait être l'absence de sites favorables à l'installation de nichoirs dans ces mêmes communes. Cette dernière hypothèse semble peu probable pour certaines communes centrales de la Hesbaye, dont le paysage est relativement similaire à celui des communes disposant de données (Fig. 7). En revanche, pour les communes plus périphériques, cette explication paraît plus crédible, notamment pour celles qui sont fortement urbanisées (par exemple, Liège ou Namur) ou plus boisées. Un autre facteur à considérer est que certaines cavités utilisées par les Chevêches d'Athéna peuvent être difficilement accessibles, rendant le baguage impossible. Cela peut concerner des nids situés dans des arbres creux, des trous inaccessibles dans des bâtiments ou des propriétés privées où les autorisations d'accès ne sont pas accordées. Il est également important de souligner qu'une absence de données de baguage ne signifie pas l'absence de Chevêches d'Athéna sur ces territoires. Par exemple, les communes de Braives, Burdinne et Wanze, qui font partie du PNBM, ne présentent aucune donnée de baguage, bien que des individus y aient été recensés en 2014 et 2023 (Fig. 8 et 9). Il convient aussi de noter que, parmi les 45 nichoirs installés dans le parc, seuls deux ont été occupés entre 2007 et 2023, et des individus n'ont été bagués que

dans un seul de ces nichoirs, situé à Héron. D'autres facteurs potentiels incluent un manque de sensibilisation à l'importance de la Chevêche d'Athéna dans certaines communes, ainsi qu'un manque de partenaires locaux pour soutenir les initiatives de baguage. Ces éléments peuvent limiter l'engagement et les efforts locaux pour le suivi de l'espèce dans certaines zones.

Une autre difficulté liée aux données de baguage réside dans leur manque d'uniformité. En effet, la plupart des contributeurs sont des volontaires, et bien qu'ils aient tous suivi une formation en baguage, la manière dont ils saisissent leurs données varie considérablement. Certains indiquent la localisation des cavités, tandis que d'autres ne le font pas ; certains relèvent des mesures telles que le poids ou la longueur des ailes, d'autres pas ; et la fréquence à laquelle les volontaires baguent des Chevêches d'Athéna peut également être très variable. De plus, le système actuel de saisie des données, Papageno, commence à être obsolète (communications personnelles de différents bagueurs). Toutefois, une mise à jour est prévue prochainement, ce qui devrait faciliter la collecte et la standardisation des données à l'avenir (communication personnelle de Didier Vangeluwe).

Enfin, il est important de souligner que les cavités identifiées dans ce mémoire ne représentent qu'une partie des cavités disponibles en Hesbaye. De même, toutes les Chevêches d'Athéna présentes sur ce territoire ne sont pas baguées, ce qui rend difficile une estimation précise de la population réelle en se basant uniquement sur les données de baguage.

Interactions démographiques et influence des bagueurs

Les adultes de Chevêche d'Athéna constituent le seul groupe présentant une variation notable au fil des années, contrairement aux groupes des nicheurs et des pulli, bien que cette relation ne soit pas statistiquement significative (Tableau 5). Le nombre de couples estimé (Fig. 19) étant étroitement lié au nombre d'adultes bagués, il est probable que les facteurs influençant annuellement le nombre de couples soient similaires à ceux impactant les adultes. Une explication possible de cette variation annuelle pourrait être liée au nombre de bagueurs, car, comme nous l'avons observé, le nombre d'adultes est modérément corrélé avec le nombre de bagueurs. Toutefois, d'autres hypothèses méritent d'être considérées. Par exemple, un hiver long et rigoureux, des périodes de froid intense, ou des événements neigeux pourraient réduire la survie des adultes en compromettant leur capacité à se nourrir (Exo, 1992). À l'inverse, un hiver doux et humide pourrait favoriser le développement de parasites et d'infections dans les cavités, ce qui pourrait également affecter la survie des individus (Van Harxen et al., 2017). De plus, la variation annuelle de l'abondance des proies pourrait influencer le taux de survie des adultes, car une bonne disponibilité alimentaire réduit l'effort de chasse nécessaire, et par conséquent, diminue la dépense énergétique (Jacobsen et al., 2016). Par exemple, on sait que les pics d'abondance des campagnols suivent des cycles de 3 à 5 ans (Van Nieuwenhuyse et al., 2023). Il serait donc pertinent de comparer l'évolution du nombre d'adultes au fil du temps avec les conditions météorologiques hivernales et l'abondance annuelle des proies en Hesbaye.

Bien que nos résultats n'indiquent pas de variation annuelle significative chez les jeunes en Hesbaye (Tableau 4), un effet positif de l'effort de capture a été observé dans le test de corrélation et le GLM (Tableau 6). Cette stabilité pourrait s'expliquer par un équilibre entre natalité et mortalité, ou par la présence d'autres facteurs limitants non mesurés qui maintiennent la population dans une certaine constance.

Le nombre de cavités localisées est très fortement corrélé au nombre de bagueurs. Cette corrélation est logique, compte tenu du rôle crucial des bagueurs dans la découverte de nouvelles cavités, la pose de nichoirs et l'entretien de ceux déjà installés.

Succès reproducteur

En examinant la moyenne du nombre de jeunes par nichée (Fig. 18), on observe qu'elle demeure relativement stable au fil des années en Hesbaye, ne descendant jamais en dessous de 2,35 jeunes par nid, un seuil suffisant pour équilibrer le taux de reproduction et la mortalité, ce seuil ayant été déterminé en prenant en compte un taux de mortalité des adultes de plus d'un an de 35 % et des jeunes de 0 à 1 an de 70 % (Exo & Hennes, 1978, 1980). La moyenne générale en Hesbaye (3,24 jeunes par nid) est légèrement inférieure à celle observée en Famenne entre 2016 et 2023 (3,4 jeunes par nid) (Bathy & Burnel, 2023), où les années 2015 et 2019 ont été particulièrement favorables aux campagnols et aux mulots. En Hesbaye, l'année 2019 a montré la meilleure moyenne de jeunes par nid pour la période 2007-2023 (Fig. 18), ce qui soutiendrait l'idée d'une abondance accrue de micromammifères, ce qui soutient l'idée que lors d'années de forte abondance de campagnols, les femelles peuvent pondre 1 à 1,2 œufs supplémentaires (Exo, 1992). Toutefois, aucune étude sur la variation annuelle de l'abondance de micromammifères en Hesbaye n'est disponible à ce jour.

Pour évaluer l'impact des conditions météorologiques sur la reproduction, nous avons testé l'effet de la météo sur la moyenne de jeunes par cavité localisée et occupée en Hesbaye entre 2014 et 2023 (Tableaux 7-9). Les résultats indiquent que ni la température ni les précipitations n'ont d'effet significatif sur cette moyenne, bien qu'un test combinant ces deux variables ait montré que les précipitations étaient proches de la significativité, suggérant un léger effet positif sur le nombre de jeunes par nichée. Une météo plus humide facilite la capture de vers de terre, proie importante pour les Chevêches d'Athena en Europe centrale, bien que leur faible valeur énergétique et leur forte composition en eau, sable et excréments en font une ressource moins optimale, surtout pour les jeunes oisillons (Exo, 1991; Juillard, 1984; Onrust & Piersma, 2017; Van Nieuwenhuyse et al., 2023). De plus, la consommation excessive de vers de terre peut générer des conditions défavorables dans le nid, augmentant l'humidité et produisant de l'ammoniac, ce qui nuit à la santé des oisillons (Luder & Stange, 2001; Van Harxen, 2021). Ainsi, l'abondance des vers de terre dans le régime alimentaire des Chevêches d'Athena européennes pourrait refléter une faible diversité en proies dans les terres agricoles intensives plutôt qu'une bonne aptitude à la chasse ou une adaptation efficace (Van Nieuwenhuyse et al., 2023). Il a également été démontré que les conditions météorologiques influencent le comportement spatial des Chevêches d'Athena, affectant ainsi les zones de recherche de nourriture et le régime alimentaire, ce qui pourrait indirectement impacter la survie et la croissance des oisillons (Van Harxen, 2021). Enfin, l'abondance de prédateurs, les maladies, les accidents, et d'autres facteurs pourraient également influencer le nombre de jeunes par nichée, bien que leur impact semble limité sur la stabilité observée du nombre de jeunes bagués par nichée en Hesbaye, qui reste relativement constant d'année en année.

En examinant les données localisées fournies par R. Landrain et S. Delaitte, on observe que la moyenne de jeunes par nichée n'atteint pas toujours le seuil requis au fil des ans, contrairement aux résultats globaux observés en Hesbaye (Tableau 1). Les années 2012, 2013, 2016, 2017, 2018 et 2021 n'atteignent pas le seuil de 2,35 jeunes par nid. En revanche, la « moyenne annuelle pour tous les nids » et la « moyenne pour tous les nids de 2007-2023 » (voir légende Tableau 1) dépassent ce seuil, bien qu'elles restent inférieures à la moyenne globale de la Hesbaye sur la même période (3,24 jeunes par nid). Cela suggère une variabilité locale dans le nombre de jeunes par nid. Les nichoirs gérés par ces deux bagueurs étant entretenus avec soin chaque année (communication personnelle de R. Landrain), il est peu probable que cette variabilité soit due à une insalubrité des nichoirs. En effet, des nichoirs mal entretenus peuvent favoriser le développement de maladies, telles que des infections et des parasites, qui peuvent affecter à la fois le nid et les œufs (Van Harxen et al., 2017). Une étude de Van Harxen et al.

(2017) a comparé des nichoirs non nettoyés, partiellement nettoyés et complètement nettoyés, révélant que les nichoirs non nettoyés présentaient un taux d'infection du nid et des œufs (34,8% et 34,5% respectivement) plus de trois fois supérieur à celui des deux autres catégories. Il est donc crucial pour les bagueurs et les propriétaires de nichoirs de veiller à un nettoyage rigoureux de leurs nichoirs.

D'autres facteurs pourraient expliquer la variation annuelle observée dans les cavités gérées par R. Landrain et S. Delaitte. L'abondance alimentaire dans la région n'étant pas connue pour la période d'étude, il est difficile de déterminer son rôle exact dans ces variations. Il apparaît toutefois que l'année 2019 n'a pas été particulièrement favorable sur le plan de la reproduction, contrairement aux résultats globaux de la Hesbaye. Les résultats globalement inférieurs à la moyenne hesbignonne suggèrent une possible moindre abondance alimentaire dans cette zone spécifique de la Hesbaye. Une compétition intraspécifique pour la nourriture et les cavités pourrait également entrer en jeu, en plus de la compétition interspécifique (Newton, 1998), d'autant plus que le nombre de nichées par an ne cesse d'augmenter dans la zone gérée par R. Landrain et S. Delaitte.

Concernant le risque de prédation, bien que les données spécifiques soient inconnues, il est probable qu'elle joue un rôle primordial dans le choix des cavités par les oiseaux (Tome et al., 2024). La présence de chouettes hulottes à proximité de certains nichoirs a été signalée (communication personnelle de R. Landrain), ce qui pourrait dissuader les Chevêches d'Athéna de les occuper, les obligeant à sélectionner d'autres nichoirs dans des environnements moins riches afin d'éviter les risques de prédation.

Une analyse des conditions météorologiques sur la période 2014-2023 a révélé que des températures excessives pendant la phase d'éclosion pouvaient nuire à cette phase critique, avec une corrélation entre la température et le taux d'éclosion de $-0,607$. Beersma (2000) suggère que cela pourrait avoir un impact négatif sur le développement embryonnaire des œufs. Les autres corrélations entre les taux de réussite des œufs, la survie des jeunes et les conditions météorologiques étant moins représentatives, il est probable que d'autres variables non testées expliquent la variation annuelle du nombre de jeunes par nid et des taux de réussite (éclosion, survie, survie globale) de R. Landrain et S. Delaitte (Tableau 2).

Enfin, il est intéressant de noter qu'il existe une certaine variabilité annuelle dans le taux de survie global observé par R. Landrain et S. Delaitte (Tableau 2). Par exemple, des années comme 2013 et 2014 montrent des écarts significatifs dans le nombre d'œufs pondus menant à des jeunes émancipés, ce qui est préoccupant. Cette préoccupation est renforcée par le fait que le taux de mortalité des jeunes durant leur première année est estimé à 70 %, la majorité de ces décès survenant entre juin et juillet, une fois que les jeunes deviennent indépendants de leurs parents (et ne sont donc pas inclus dans le taux de survie global) (Wernham, 2002). Ces variations dans le taux de survie global sont d'autant plus critiques que les Chevêches d'Athéna font face à de nombreux défis une fois qu'elles quittent le nid, ce qui rend chaque année de faible succès reproducteur potentiellement dévastatrice pour la population locale.

Influence de l'habitat

Dans le tableau 12, il apparaît que les variables liées à l'habitat n'ont aucun effet significatif sur le nombre moyen de jeunes dans les cavités localisées et occupées en Hesbaye entre 2014 et 2023. Cette absence de significativité pourrait être due à la capacité de la Chevêche d'Athéna à sélectionner les meilleures cavités disponibles pour la nidification. Comme le souligne Van Nieuwenhuyse et al. (2023), cette espèce inspecte soigneusement les cavités et leurs environs avant de s'y installer, ce qui permet de minimiser les variations du

nombre de jeunes par nid en fonction de l'habitat. Comme évoqué précédemment, il est possible que d'autres facteurs, non pris en compte dans les variables d'habitat, jouent un rôle plus déterminant dans la variation du nombre de jeunes (disponibilités alimentaires, prédation, maladies, météo).

En revanche, le tableau 13 montre que les variables « prairies et fourrages » ainsi que « vergers » présentent un effet presque significatif sur le taux d'occupation des niochirs, mais de manière contre-intuitive, cet effet semble négatif. Plusieurs hypothèses pourraient expliquer ce résultat. D'abord, la simple présence de prairies et de vergers pourrait ne pas suffire à attirer les Chevêches d'Athena ; la qualité de ces habitats est sans doute déterminante (Michel et al., 2017). Par exemple, des vergers et des prairies pauvres en proies, gérés intensivement avec des substances agro-industrielles, une grande homogénéité et un dérangement important, pourraient ne pas être favorables aux Chevêches d'Athena (Michel et al., 2017). De plus, ces habitats pourraient être situés à proximité de zones défavorables pour l'espèce, telles que des routes, des zones fortement fragmentées, ou des secteurs avec une forte pression de prédation (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Il est aussi possible que notre modèle soit incomplet en ne prenant pas en compte des variables clés comme l'abondance en proies, la pression des prédateurs, ou les spécificités de la gestion, associés aux différents types d'habitats. Cette omission pourrait limiter la précision de nos résultats et leur interprétation. Par ailleurs, les résultats du modèle linéaire généralisé (GLM) suggèrent que les taux d'occupation des niochirs pourraient être influencés par les pratiques des bagueurs, en particulier celles de R. Landrain et A. Hancel. Étant donné que R. Landrain a formé A. Hancel (communication personnelle avec R. Landrain), il est possible que leurs méthodes de gestion similaires aient un impact sur ces taux. Les zones gérées par ces deux bagueurs étant géographiquement très proches, il est plausible que leurs résultats positifs observés soient liés à des caractéristiques environnementales similaires et favorables. Toutefois, il est crucial de ne pas négliger la possibilité que ces résultats reflètent des caractéristiques spécifiques des zones où les niochirs sont installés et pas seulement à l'impact des bagueurs. A nouveau, les facteurs précédemment cités pourraient également jouer un rôle significatif dans les taux d'occupation des niochirs. Une interprétation précise des résultats nécessite donc une prise en compte complète du contexte environnemental.

Enfin, il est pertinent de souligner qu'il existe une différence significative entre les habitats des cavités occupées et inoccupées en Wallonie (Tableau 14 et figure 24). Il semble qu'un taux plus important de couverture forestière soit défavorable à la présence de la Chevêche d'Athena. Bien que des Chevêches d'Athena aient parfois été observées en bordure de forêt, cela reste relativement rare en Belgique en raison du risque accru de prédation par la chouette hulotte et d'autres prédateurs (European Environment Agency, 2021; Michel et al., 2016). Il serait donc conseillé de déplacer les niochirs concernés vers des zones moins boisées pour favoriser leur occupation. Toutefois, il est important de noter qu'une grande partie des niochirs inoccupés proviennent du PNBM (n = 33/45), et que la plupart d'entre eux ont été installés récemment (2023-2024), ce qui pourrait expliquer leur non-occupation pour le moment.

Concernant la variation entre la Flandre et la Wallonie, il est clair qu'il existe une différence d'habitat entre les deux régions (Figure 20, 25 et Tableau 15). Cependant, qu'il n'y a pas de différence significative entre la Flandre et la Wallonie en ce qui concerne le nombre de jeunes par cavité localisée et occupée entre 2014 et 2023 (Tableau 10). Cela suggère que les variations du nombre de jeunes par nichée au fil des années ne sont probablement pas dues aux facteurs liés à l'habitat. Les facteurs précédemment évoqués pourraient alors expliquer ces variations (disponibilités alimentaires, prédation, maladies, météo).

Perspectives

Nous recommandons de mieux documenter les couples observés, même si les individus sont déjà bagués, afin d'obtenir une estimation plus précise du nombre de couples présents. Il est important de noter que le nombre de couples illustré dans la figure 19 est très probablement sous-estimé, car pour un territoire plus de deux fois plus petit, la Famenne recense certaines années plus de quatre fois plus de couples (Bathy & Burnel, 2023). Pourtant, la Famenne est connue pour dénombrer moins de couples que la Hesbaye (Fig.4) (Jacob et al., 2010). Il est également essentiel d'améliorer la couverture du territoire hesbignon, car de nombreuses communes restent encore sans bagueurs, ce qui limite la collecte de données et la précision des estimations (Fig. 13). Pour améliorer le suivi et la gestion des populations en Hesbaye, plusieurs actions sont à envisager. Tout d'abord, il est crucial de renforcer la connectivité entre les bagueurs, notamment entre les régions flamande et wallonne. La centralisation des données de tous les nichoirs posés, incluant les années de pose, de retrait, d'occupation, ainsi que leur localisation, permettrait un suivi uniforme et accessible à tous les acteurs concernés. Un suivi plus détaillé des œufs et des jeunes, à l'image du travail réalisé par R. Landrain et S. Delaitte, serait également bénéfique. En outre, il serait pertinent d'étudier le régime alimentaire des populations en Hesbaye, ainsi que de surveiller les taux de mortalité chez les adultes et les jeunes. Une attention particulière devrait aussi être accordée à la pression de prédation, en recensant les cas de prédation de manière plus systématique, ainsi que les accidents (route, abreuvoir, cheminée, etc.) et les cas de maladies. Ces actions contribueraient à une meilleure compréhension et à une gestion plus efficace des populations locales.

Reprise (Hesbaye)

Dispersion, échanges et recrutements

Contrairement aux tendances habituelles observées par EURING, les Chevêches d'Athéna en Hesbaye ne semblent pas indifférentes quant à la direction de leur dispersion (Fig. 26) (Bathy & Burnel, 2023). En effet, indépendamment de leur tranche d'âge ou de leur lieu d'origine, les Chevêches d'Athéna en Hesbaye semblent éviter les directions Nord et Sud, privilégiant un axe de dispersion Ouest-Est. Pour les individus non originaires de la Hesbaye, on observe également des déplacements dans l'axe Sud-Ouest-Nord-Est (SO-NE). Ces directions préférentielles diffèrent de celles observées en Famenne, où les Chevêches d'Athéna évitent généralement l'Est et le Sud-Est en raison des conditions climatiques défavorables dans la région mitoyenne de l'Ardenne (Bathy & Burnel, 2023).

Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ces orientations privilégiées en Hesbaye. Au Sud, la Meuse et ses alentours fortement urbanisés pourraient constituer une barrière physique naturelle pour la Chevêche d'Athéna (Fig. 7). De plus, la couverture arborée y est plus dense qu'en Hesbaye (Fig. 7), ce qui pourrait dissuader les Chevêches d'Athéna, qui préfèrent les paysages ouverts ou semi-ouverts (Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Vers le Nord, le paysage est également plus boisé, plus fragmenté, et moins ouvert que celui de la Hesbaye (*Lifewatch-FWB : UCL - Geomatics*, s. d.). Ces territoires, au Nord et au Sud de la Hesbaye, sont d'ailleurs moins peuplés en Chevêches d'Athéna, probablement en raison de conditions possiblement moins favorables telles qu'une moindre disponibilité de cavités, des espaces de chasse réduits, ou une pression de prédation plus forte, bien que ce ne soient que des hypothèses (Fig. 4 et 5).

Ces directions de dispersion pourraient aussi indiquer un faible échange entre les populations wallonnes et flamandes. Bien que ces échanges ne soient pas majoritaires (Fig. 27 et 28), ils existent néanmoins. Ce qui est particulièrement frappant, c'est que ces échanges semblent principalement se limiter aux communes où des opérations de baguage ont été

réalisées (Fig. 13, Fig. 28, Annexe 5). L'absence de données de baguage pour certaines communes explique l'absence de reprises en provenance de ces zones, sans pour autant signifier l'absence de Chevêches d'Athena. Cette lacune pourrait également biaiser les résultats sur la dispersion, en particulier dans les communes situées à la frontière entre les deux régions (Fig. 13).

De plus, la majorité des mouvements observés (Fig. 27 et 28) se déroulent au sein des communes flamandes. Il est difficile de déterminer si cela est dû à une population de Chevêches d'Athena plus conséquente en Flandre, à un travail de baguage plus intense de la part des bagueurs flamands, ou encore à une préférence des Chevêches d'Athena pour le territoire flamand par rapport au territoire wallon. Pour répondre à cette question, une étude plus standardisée et uniforme de la population hesbignonne serait nécessaire. Il pourrait également être intéressant de réaliser une analyse génétique afin de déterminer s'il existe un réel brassage entre les populations flamandes et wallonnes.

Enfin, il aurait été intéressant d'analyser les déplacements des individus originaires de la Hesbaye mais repris hors de cette région. Cela permettrait de mieux comprendre l'importance et l'étendue de ces mouvements, en évaluant leur fréquence et les distances parcourues par les Chevêches d'Athena au-delà des limites de la Hesbaye.

Distances parcourues

La distance moyenne de dispersion des pulli nés en Hesbaye (4,17 km) est légèrement inférieure à celle observée en Famenne (5,1 km) (Tableau 16) (Bathy & Burnel, 2023). Lorsque l'on compare les différentes tranches de distance entre la Hesbaye et la Famenne, on observe qu'un pourcentage plus élevé de jeunes Chevêches d'Athena se dispersent entre 0 et 1 km en Hesbaye (28,57 % contre 22,5 % en Famenne). Pour les distances supérieures (1-5 km, 6-10 km, et plus de 10 km), les taux sont plus élevés en Famenne qu'en Hesbaye (Bathy & Burnel, 2023).

Il a été démontré que les jeunes Chevêches d'Athena ont tendance à se disperser sur de plus grandes distances lorsque la disponibilité en proies est insuffisante (Van Nieuwenhuyse et al., 2023). En suivant cette logique, la Hesbaye pourrait offrir des conditions alimentaires plus favorables que la Famenne. Cette hypothèse n'est pas sans conséquence : un meilleur approvisionnement alimentaire pourrait améliorer la reproduction et augmenter le taux de survie. Les individus dépenseraient alors moins d'énergie pour chercher de la nourriture et pourraient en consacrer davantage à d'autres activités, comme la reproduction (Jacobsen et al., 2016). Il faut cependant souligner que les résultats précédents montrent que la Famenne a un nombre de jeunes par nichée plus élevé. Comme nous l'avons vu précédemment, le nombre de jeunes par nichée ne dépend pas uniquement de la disponibilité alimentaire. D'autres facteurs, tels que la qualité de l'habitat, la pression de prédation ou les conditions météorologiques, pourraient également jouer un rôle significatif.

Les Chevêches d'Athena européennes sont généralement connues pour se disperser sur de courtes distances afin de trouver un partenaire et/ou un site de nidification. Les Chevêches d'Athena hesbignones semblent parcourir des distances légèrement supérieures aux moyennes européennes, avec 4,9 km pour les jeunes mâles et 7,10 km pour les jeunes femelles, contre des moyennes européennes respectives de 2,3 km et 6,3 km (Bathy & Burnel, 2023).

Pour ce qui est des adultes originaires de Hesbaye, les distances moyennes parcourues après reprises confirment une forte fidélité au site de nidification, un comportement souvent décrit dans la littérature (Bathy & Burnel, 2023; Van Nieuwenhuyse et al., 2023).

Balisage (PNBM)

Difficultés

Premièrement, la formation du bagueur responsable du projet n'a pas pu être finalisée à temps, car le formateur n'était pas disponible. Cela a limité notre capacité à poser un nombre suffisant de balises, car sans la formation complète, nous ne pouvions pas légalement aller plus loin dans le projet (dérogation). De plus, la communication et l'avancement du projet ont été compliqués par le fait que certaines personnes-clés ont dû s'absenter pour cause de maladie, ce qui a encore retardé certains aspects du projet.

Au début du projet, nous avions l'intention de capturer des couples afin de poser les balises sur les deux individus. Toutefois, l'utilisation de filets japonais n'a permis de capturer que des mâles, ce qui nous a rapidement conduits à modifier nos objectifs. Compte tenu des difficultés rencontrées, nous avons décidé de cibler uniquement les mâles, car ce sont principalement eux qui se déplacent lors de la saison de reproduction, la femelle restant à proximité du nid (Mayer et al., 2021; Sunde et al., 2014). Néanmoins, les mâles sont moins réactifs à la repasse selon les saisons (Finck, 1990), rendant leur recapture au filet japonais plus difficile. Pour surmonter ces obstacles, nous avons construit des boîtes de capture à installer directement sur certains nichoirs, bloquant ainsi la sortie des individus après leur entrée. Malgré ces efforts, nous n'avons pas réussi à capturer de mâles supplémentaires. En dépit de ce changement de stratégie, une seule balise a pu être posée et récupérée, ce qui rend nos résultats difficilement extrapolables.

Face à ces difficultés, il serait pertinent d'envisager l'utilisation de balises à plus longue durée de vie, par exemple sur 12 mois ou 4-5 mois. Cela permettrait de suivre les individus tout au long de la période de reproduction et d'éviter les problèmes de recapture lorsque les oiseaux sont moins réactifs en raison de leurs obligations reproductives. Autre possibilité, travailler avec des transmetteurs GPS en temps réel, plutôt qu'avec des collecteurs de données GPS nécessitant une récupération physique, pourrait également simplifier le suivi des déplacements des oiseaux.

De plus, le sexage des individus a également posé des défis, car différencier les sexes s'est avéré difficile à plusieurs reprises. Ce problème aurait pu être particulièrement contraignant étant donné que nous avons voulu cibler spécifiquement les mâles pour la pose des balises. Enfin, lors de nos sessions d'entraînement à la capture au nichoir, nous avons constaté que des individus avaient quitté définitivement le nichoir lorsque nous étions prêts à intervenir, ce qui a encore compliqué notre tâche. Malheureusement, un incident supplémentaire est survenu dans l'un de nos nichoirs de prédilection pour la pose d'une balise, où la nichée a été décimée, très probablement par un prédateur. Cela a considérablement réduit nos options pour la pose de balises.

Analyses des résultats

Selon Bathy et Burnel (2023), le domaine vital de la Chevêche d'Athéna varie entre 5 et 30 ha, selon les périodes de l'année. Le domaine vital de notre mâle balisé s'inscrit parfaitement dans cette fourchette avec 12,35 ha. En comparant ce domaine vital avec celui déterminé au Danemark et en République Tchèque dans une étude similaire, on constate que nos résultats sont bien inférieurs à ceux du Danemark ($61,8 \pm 64,3$ ha), mais supérieurs aux résultats obtenus en République Tchèque ($3,4 \pm 1,4$ ha) (Mayer et al., 2021). Sachant que l'espèce est proche de l'extinction au Danemark, il est rassurant de constater que le domaine vital en Hesbaye est bien en deçà des résultats danois, indiquant que la Chevêche d'Athéna doit

fournir moins d'efforts énergétiques pour obtenir ses ressources alimentaires, ce qui pourrait favoriser sa survie (Jacobsen et al., 2016; Mayer et al., 2021). La différence entre le domaine vital en République Tchèque et en Hesbaye pourrait, en revanche, indiquer un environnement moins optimal en Hesbaye. Il est important de noter que la taille du domaine vital varie aussi selon de nombreux critères, tels que la taille de la nichée et l'âge des jeunes, qui peuvent influencer sur les besoins alimentaires de la famille et donc sur l'effort de recherche de nourriture des adultes (Mayer et al., 2021). C'est pourquoi il aurait été pertinent de connaître la taille de la nichée du mâle hesbignon ainsi que l'âge des jeunes au moment de la pose de la balise. Comme nous étions en phase de test, ces informations n'ont pas été recueillies.

Concernant l'utilisation de l'habitat par notre mâle balisé, il semble y avoir une réponse fonctionnelle dans l'utilisation de l'habitat. En effet, en comparant les résultats des figures 30, 31 et 32, on observe que les habitats les plus utilisés ne sont pas ceux les plus présents dans la zone tampon. Par exemple, entre 0 et 100 m, l'habitat le plus utilisé est le verger (Fig. 32 (b)), bien qu'il ne soit que le troisième en termes de surface (Fig. 31). À l'inverse, les terres cultivées, qui sont très abondantes en termes de surface (Fig. 31), sont peu utilisées dans cet intervalle (Fig. 32 (b)). D'ailleurs, en proportion, les terres cultivées sont assez peu utilisées par rapport à leur abondance (Fig. 30 et 32 (a)). La Chevêche d'Athena semble donc utiliser son territoire de manière hétérogène. Cela correspond également à la littérature, qui démontre une utilisation fonctionnelle de l'habitat (Mayer et al., 2021; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Contrairement à l'étude de Mayer et al. (2021), notre individu ne semble pas particulièrement utiliser les cultures, peut-être en raison de leur hauteur importante à cette période de l'année, rendant la chasse difficile (7 au 18 juillet) (Coppée et al., 2008; Mayer et al., 2021; Van Nieuwenhuysse et al., 2023). Il existe également une nette différence entre la taille des champs en Hesbaye, en République Tchèque, et au Danemark, avec respectivement 1,06 ha, 4,8 ha et 4,9 ha, indiquant une fragmentation plus importante des parcelles en Hesbaye (Mayer et al., 2021). Cependant, il est difficile d'établir une tendance solide sur la base des résultats d'un seul individu.

Dans l'étude de Mayer et al. (2021), les distances moyennes par rapport au nid varient selon le pays. Ainsi, la distance moyenne par rapport au nid de notre Chevêche d'Athena hesbignonne (83 ± 90 m) se situe entre les valeurs danoises (248 ± 379 m) et tchèques (58 ± 78 m) (Mayer et al., 2021). Cela indique des résultats plus encourageants que ceux du Danemark, mais moins bons que ceux de la République Tchèque (bien que proches). Que ce soit pour les individus danois ou tchèques, la majorité des distances parcourues se situent entre 0 et 100 m, ce qui est également le cas de notre Chevêche d'Athena hesbignonne (Mayer et al., 2021). Contrairement aux deux autres pays, notre Chevêche d'Athena ne se localisait pas principalement dans les zones urbanisées, mais plutôt dans le verger où se trouvait son nichoir, les zones urbanisées arrivant en seconde position en termes d'utilisation. La saison et la météo pourraient jouer un rôle dans cette différence d'utilisation de l'habitat (Sunde et al., 2014). En effet, Sunde et al. (2014) ont démontré un effet linéaire du vent et un effet quadratique des températures sur l'utilisation des terres cultivées, des jardins et des zones urbanisées. Malheureusement, ces variables météorologiques n'ont pas été corrélées avec l'utilisation de l'habitat dans notre étude, il nous est donc impossible de confirmer que cette relation est présente dans notre zone d'étude. Par conséquent, il est difficile d'établir une tendance générale pour la population du PNBM sur la base des résultats d'un seul individu.

En comparant nos distances horaires à celles obtenues au Danemark (1796 ± 812 m) et en République Tchèque (993 ± 670 m), la Hesbaye semble de nouveau se situer à un niveau intermédiaire (bien que plus proche de la République Tchèque) (Fig. 34). Cela suggère que la Chevêche d'Athena hesbignonne devait parcourir des distances moindres pour subvenir à ses

besoins par rapport aux individus danois, mais des distances plus importantes comparé aux tchèques. On peut donc faire l'hypothèse que les conditions pour les adultes sont meilleures en République Tchèque qu'en Hesbaye, et que des mesures pourraient être mises en place pour améliorer la situation en Hesbaye. En revanche, les heures d'activités des Chevêches d'Athena diffèrent entre les trois régions, avec des pics d'activité de 21h à 1h au Danemark et en République Tchèque, et de 23h à 2h pour notre Chevêche d'Athena hesbignonne. Il est important de noter que notre balise était en phase de test, et qu'il aurait peut-être été plus judicieux de la programmer pour obtenir des points toutes les 10 minutes à partir de 21h-22h, plutôt qu'à partir de 23h. Nous avons néanmoins constaté que notre individu se déplaçait plus loin du nid pendant les premières heures de la nuit. Deux hypothèses peuvent expliquer ce comportement : d'une part, subvenir aux besoins des jeunes jusqu'à satiété avant l'aube pourrait être bénéfique pour leur survie, et d'autre part, les opportunités alimentaires pourraient être plus abondantes à ces heures de la nuit (Mayer et al., 2021). Nous avons également observé un effet significatif de la température sur les distances horaires (Tableau 17). Il semble que des températures nocturnes plus élevées mènent à des distances horaires plus grandes, contrairement aux résultats de Mayer et al. (2021), qui n'ont obtenu aucun résultat concluant à ce sujet. Une hypothèse pourrait être que certaines proies alternatives deviennent disponibles à des températures plus élevées, obligeant ainsi la Chevêche d'Athena à parcourir de plus grandes distances pour atteindre ces zones spécifiques du domaine vital (Sunde et al., 2014).

Concernant les MAEC, rien n'indique une réelle utilisation de ces zones par notre individu. Il est toutefois important de noter que les quelques MAEC présentes dans la zone tampon de notre individu étaient toutes situées à plus de 386 m, alors que 90 % des déplacements de l'individu se trouvaient à moins de 195 m. Des études menées dans d'autres régions ont néanmoins démontré qu'une amélioration de l'habitat peut être efficace, même à petite échelle (par exemple, au niveau des exploitations agricoles individuelles) (Mayer et al., 2021). En augmentant l'hétérogénéité de l'habitat, en couplant des zones de végétation courte avec des zones plus hautes mais de grande qualité (haies, jachères, lisières de champs), on favorise les micro-habitats propices aux insectes et aux rongeurs (Mayer et al., 2021). Une plus grande disponibilité en proies pourrait améliorer le succès de la recherche de nourriture, réduire les dépenses énergétiques et, par conséquent, augmenter les taux de reproduction et de survie des adultes et des jeunes (Jacobsen et al., 2016; Mayer et al., 2021). Les MAEC visant à restaurer la diversité faunistique et floristique au sein du paysage agricole, il est possible que leur effet soit bénéfique pour la Chevêche d'Athena, bien que cela n'ait pas pu être démontré ici.

Perspectives

Pour améliorer la compréhension des comportements de la Chevêche d'Athéna, il serait pertinent de poser des balises sur un plus grand nombre d'individus afin d'obtenir des données plus représentatives. De plus, l'étude de la hauteur de la végétation au moment de la pose des balises et de l'abondance des micromammifères à proximité des nichoirs permettrait de mieux cerner les facteurs influençant la sélection de l'habitat. Une attention particulière devrait être portée à l'effet lisière des champs et à l'impact des conditions météorologiques sur l'utilisation de l'habitat. Enfin, l'effet des MAE à proximité des nichoirs mérite d'être étudié pour évaluer leur contribution potentielle à la conservation de l'espèce. Quoi qu'il en soit, diversifier le paysage en créant des micro-environnements variés et en améliorant la qualité de l'habitat, même à petite échelle, est toujours bénéfique. Ces variations favorisent la diversité faunistique et floristique, jouant ainsi un rôle crucial.

Bibliographie

- *7 projets de recherche en faveur du maintien de la biodiversité*. (2022, novembre 25). <https://www.wallonie.be/fr/actualites/7-projets-de-recherche-en-faveur-du-maintien-de-la-biodiversite>
- *Agromet.be*. (s. d.). Consulté 12 août 2024, à l'adresse <https://agromet.be/fr/pages/home/>
- Bathy, F., & Burnel, A. (2023). Sauvegarde de la Chevêche d'Athéna *Athene noctua* en Famenne belge. Synthèse des connaissances régionales. *Aves* 60/4.
- Beersma, P. (2000). *Temperatuurmetingen in nestkasten voor Steenuilen Athene noctua*.
- BirdLife International. (2024a). *Corn Bunting (Emberiza calandra)—BirdLife species factsheet*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/corn-bunting-emberiza-calandra/text>
- BirdLife International. (2024b). *Eurasian Tree Sparrow (Passer montanus)—BirdLife species factsheet*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-tree-sparrow-passer-montanus/text>
- BirdLife International. (2024c). *European Turtle-dove (Streptopelia turtur)—BirdLife species factsheet*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/european-turtle-dove-streptopelia-turtur/text>
- BirdLife International. (2024d). *Grey Partridge (Perdix perdix)—BirdLife species factsheet*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/grey-partridge-perdix-perdix/text>
- BirdLife International. (2024e). *Meadow Pipit (Anthus pratensis)—BirdLife species factsheet*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/meadow-pipit-anthus-pratensis/text>
- BirdLife International. (2024f). *Northern Lapwing (Vanellus vanellus)—Fiche d'information sur les espèces BirdLife*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/northern-lapwing-vanellus-vanellus/text>
- BirdLife International. (2024g). *Smuette d'Eurasie (Alauda arvensis)—Fiche d'information sur les espèces BirdLife*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-skyllark-alauda-arvensis/text>
- BirdLife International. (2024h). *Western Yellow Wagtail (Motacilla flava)—BirdLife species factsheet*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/western-yellow-wagtail-motacilla-flava/text>
- BirdLife International. (2024i). *Yellowhammer (Emberiza citrinella)—BirdLife species factsheet*. <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/yellowhammer-emberiza-citrinella/text>
- Bock, A., Naef-Daenzer, B., Keil, H., Korner-Nievergelt, F., Perrig, M., & Gruebler, M. U. (2013). Roost site selection by Little Owls *Athene noctua* in relation to environmental conditions and life-history stages. *Ibis*, 155(4), 847-856. <https://doi.org/10.1111/ibi.12081>
- Bultot, J., Marié, P., & Van Nieuwenhuyse, D. (2001). *Population dynamics of Little Owl Athene noctua in Wallonia and its driving forces. Evidence for densitydependence. Oriolus* 67, 110-125.
- Burns, F., Eaton, M. A., Burfield, I. J., Klvaňová, A., Šílarová, E., Staneva, A., & Gregory, R. D. (2021). Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and evolution*, 11(23), 16647-16660. <https://doi.org/10.1002/ece3.8282>

- Buslain, J.-F. (2021). *Chouette chevêche – Ligue Royale Belge pour la Protection des Oiseaux*. <https://protectiondesoiseaux.be/2016/02/23/chouette-cheveche/>
- Chrenková, M., Dobrý, M., & Šálek, M. (2017). Further evidence of large-scale population decline and range contraction of the little owl *Athene noctua* in Central Europe. *Folia Zoologica*, 66(2), 106-116. <https://doi.org/10.25225/fozo.v66.i2.a5.2017>
- Cochran, W. (1977). *Sampling techniques* (3e éd.).
- Coppée, J.-L., Noiret, C., & Lutgen, B. (2008). *Les vergers traditionnels et les alignements d'arbres têtards : Histoire, répartition, biodiversité et mesures de sauvegarde*. Les Bocages.
- Devos. (2016). *De IUCN Rode Lijst van de broedvogels in Vlaanderen (2016)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. <https://doi.org/10.21436/inbor.11485739>
- Diversifruits. (s. d.). *Un peu d'histoire*. DIVERSIFRUILS. Consulté 26 mars 2024, à l'adresse <https://www.diversifruits.be/un-peu-dhistoire.html>
- European Environment Agency. (2021). *Little Owl—Athene noctua—(Scopoli, 1769)*. <https://eunis.eea.europa.eu/species/Athene%20noctua>
- Exo, K.-M. (1991). Der Untere Niederrhein – ein Verbreitungsschwerpunkt des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Natur und Landschaft* 66:156-159.
- Exo, K.-M. (1992). *Population ecology of Little Owls Athene noctua in Central Europe : A review*.
- Exo, K.-M., & Hennes, R. (1978). Empfehlungen zur methodik von Siedlungsdichte Untersuchungen am steinkauz (*Athenenoctua*). *Vogelwelt* 99p137-141, p137-141.
- Exo, K.-M., & Hennes, R. (1980). A contribution to the population ecology of the Little Owl (*Athene noctua*)—An analysis based on band recoveries from Germany and the Netherlands (in German). *Vogelwarte*, 30.
- Finck, P. (1990). Seasonal variation of territory size with the Little Owl (*Athene noctua*). *Oecologia*, 83(1), 68-75. <https://doi.org/10.1007/BF00324636>
- Goderniaux, A. (2014). *Recensement de la Chevêche d'Athéna (Athene noctua), caractérisation de son habitat et proposition d'aménagements en faveur de l'espèce dans le Parc Naturel des vallées de la Burdinale et de la Mehaigne*.
- Goidts, E., & van Wesemael, B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, 141(3), 341-354. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.013>
- Gottschalk, T. K., Ekschmitt, K., & Wolters, V. (2011). Efficient Placement of Nest Boxes for the Little Owl (*Athene noctua*). *The Journal of raptor research*, 45(1), 1-14. <https://doi.org/10.3356/JRR-09-11.1>
- Grzywaczewski, G. (2009). Home Range Size and Habitat use of the Little Owl *Athene noctua* in East Poland. *Ardea*, 97(4), 541-545. <https://doi.org/10.5253/078.097.0420>
- Habel, J. C., Braun, J., Fischer, C., Weisser, W. W., & Gossner, M. M. (2015). Population restoration of the nocturnal bird *Athene noctua* in Western Europe : An example of evidence based species conservation. *Biodiversity and Conservation*, 24(7), 1743-1753. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0893-9>
- Hebblewhite, M., & Haydon, D. T. (2010). Distinguishing technology from biology : A critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1550), 2303-2312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0087>
- Holsegård-Rasmussen, M. H., Sunde, P., Thorup, K., Jacobsen, L. B., Ottesen, N., Svenne, S., & Rahbek, C. (2009). Variation in Working Effort in Danish Little Owls *Athene noctua*. *Ardea*, 97(4), 547-554. <https://doi.org/10.5253/078.097.0421>
- IRM. (2021a). *Bilan climatique saisonnier été 2021*.

- IRM. (2021b). *Bilan climatique saisonnier printemps 2021*.
- IUCN, B. I. (BirdLife. (2018). IUCN Red List of Threatened Species : *Athene noctua* (global). *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- IUCN, B. I. (BirdLife. (2020). IUCN Red List of Threatened Species : *Athene noctua* (Europe). *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- IUCN, B. I. (BirdLife, Unit), J. W. (IUCN R. L., Egypt), A. R. (Nature C., Rapaces (ASARA)), A. I. (Association des A. des, Manar), N. H. (University of T. E., Egypt), O. H. (Raptor C., Society), R. O. (Tunisia W. C., Salih Buirzayqah (Alhaya), O. for protection of wildlife and marine organism in L., & Propagation (ECWP)), G. M. (Emirates C. for W. (2021). IUCN Red List of Threatened Species : *Athene noctua* (méditerranée). *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Jacob, J.-P., Dehem, C., & Burnel, A. (2010). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Aves.
- Jacobsen, L. B., Chrenkova, M., Sunde, P., Salek, M., & Thorup, K. (2016). Effects of food provisioning and habitat management on spatial behaviour of Little Owls during the breeding season. *Ornis Fennica*, 93(2), 121-129.
- Juillard, M. (1984). *La Chouette Chevêche*. (Prangins: Nos Oiseaux.).
- Knötzsch, G. (1988). Bestandsentwicklung einer Nistkasten-Population des Steinkauzes *Athene noctua* am Bodensee. In *Vogelwelt* (4^e éd., p. 164-171).
- Kolendrianou, M., Mitsainas, G. P., Tzortzakaki, O., Katsiyiannis, P., Vythoulkas, T., Patrou, M., & Iliopoulos, G. (2022). Hunger sweetens the beans: Evidence of opportunistic feeding behaviour of the little owl (*Athene noctua*, Scopoli 1769) from Peloponnese, Greece. *Raptor Journal*, 16(1), 57-67. <https://doi.org/10.2478/srj-2022-0006>
- *La Hesbaye*. (s. d.). Site de hesbaye! Consulté 10 août 2024, à l'adresse <http://hesbaye.jimdofree.com/>
- *Lifewatch-FWB: UCL - Geomatics*. (s. d.). Consulté 11 août 2024, à l'adresse <https://maps.elie.ucl.ac.be/lifewatch/ecotopes.html>
- López-López, P. (2016). Individual-Based Tracking Systems in Ornithology : Welcome to the Era of Big Data. *Ardeola*, 63(1), 103-136. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp5>
- Luder, R., & Stange, C. (2001). Entwicklung einer Population des Steinkauzes *Athene noctua* bei Basel 1978–1993. *Ornithologische Beobachter* 98: 237–248.
- Manyika, J., Chui, M., Brown, B., Bughin, J., Dobbs, R., Roxburgh, C., & Byers, A. H. (2011). Big data : The next frontier for innovation, competition, and productivity. *McKinsey Global Institute*.
- Mayer, M., Šálek, M., Fox, A. D., Juhl Lindhøj, F., Jacobsen, L. B., & Sunde, P. (2021). Fine-scale movement patterns and habitat selection of little owls (*Athene noctua*) from two declining populations. *PLOS ONE*, 16(9), e0256608. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256608>
- McMahan, B. J., Doyle, S., Gray, A., Kelly, S. B. A., Redpath, S. M., & Dhanjal-Adams, K. (2020). European bird declines : Do we need to rethink approaches to the management of abundant generalist predators? *The Journal of applied ecology*, 57(10), 1885-1890. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13695>
- Meisser, C., Brahier, A., Lardelli, R., Schudel, H., & Kestenholz, M. (2016). *Plan d'action Chevêche d'Athéna Suisse*.
- Michel, V. T., Jiménez-Franco, M. V., Naef-Daenzer, B., & Gruebler, M. U. (2016). Intraguild predator drives forest edge avoidance of a mesopredator. *Ecosphere*, 7(3), e01229. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1229>

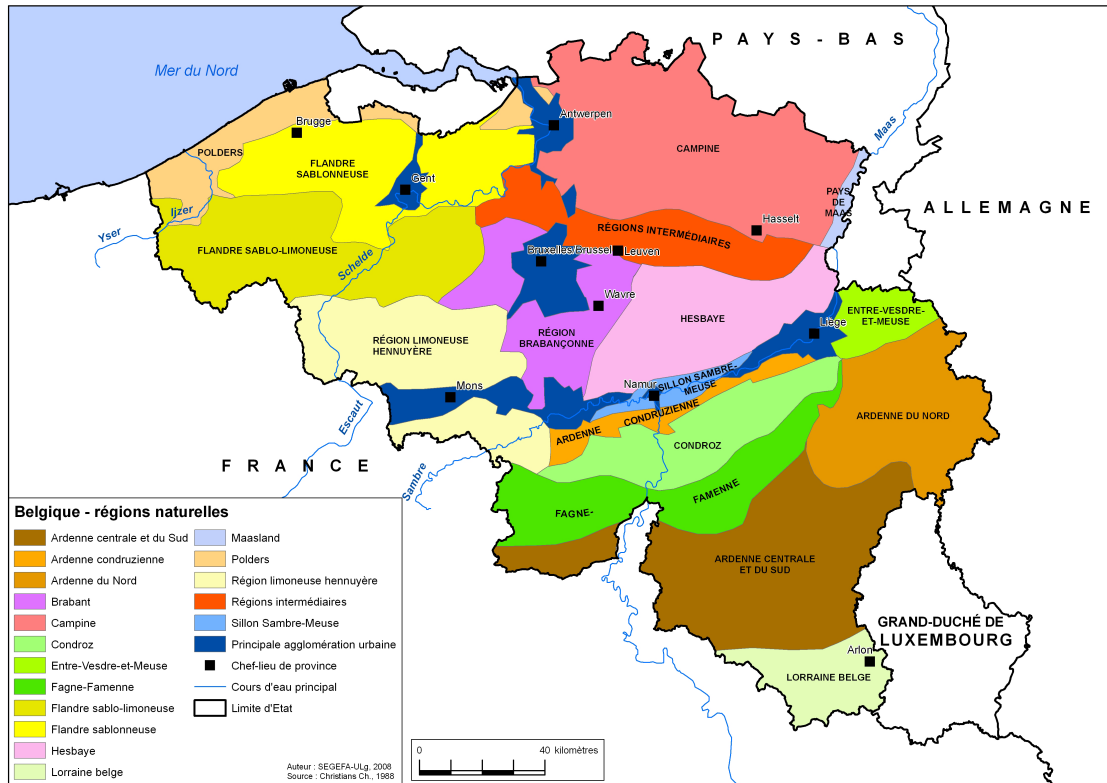
- Michel, V. T., Naef-Daenzer, B., Keil, H., & Grübler, M. U. (2017). Reproductive consequences of farmland heterogeneity in little owls (*Athene noctua*). *Oecologia*, 183(4), 1019-1029. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3823-6>
- Milotić, T., Desmet, P., Anselin, A., Bruyn, L. D., Regge, N. D., Janssens, K., Klaassen, R., Koks, B., Schaub, T., Schlaich, A., Spanoghe, G., T’Jollyn, F., Vanoverbeke, J., & Bouten, W. (2020). GPS tracking data of Western marsh harriers breeding in Belgium and the Netherlands. *ZooKeys*, 947, 143-155. <https://doi.org/10.3897/zookeys.947.52570>
- Ministère de la région Wallonne, & Fondation rurale de Wallonie. (1997). *Règlement général sur les battisses en site rural : La Hesbaye*.
- Newton, I. (1998). *Population Limitation in Birds*. Academic Press.
- Onrust, J., & Piersma, T. (2017). The Hungry Worm Feeds the Bird. *Ardea*, 105(2), 153-161. <https://doi.org/10.5253/arde.v105i2.a4>
- Paquet, J.-Y. (2023, mai 16). *Ce que vos observations permettent d’apprendre sur les causes du déclin des oiseaux en Europe*. Aves. <http://blog.aves.be/aves/tag/oiseaux+des+milieus+agricoles>
- Paquet, J.-Y., Derouaux, A., & Weiserbs, A. (2021). *Listes rouges des oiseaux wallons*.
- PNBM. (s. d.). Consulté 15 janvier 2024, à l’adresse <http://pnbm.be/>
- PNBM. (2021). *Zoom sur le Parc de la Burdinale-Mehaigne*. <https://www.pnbm.be/pdf/brochurePNBM-DEF-compressé.pdf>
- PNBM. (2023). *Le journal du Parc naturel*. <https://www.pnbm.be/pdf/journal%20juin2023%20small.pdf>
- Programme wallon de développement rural 2014- 2020. Consulté 9 mai 2024, à l’adresse <https://agriculture.wallonie.be/files/20182/21864/PwDR%20version%2012.2%20du%2019%20juin%202023.pdf>
- Rentmeesters, J. (2013). *Nourrir la population wallonne avec une agriculture biologique et locale : Utopie ou réalité ? Ebauche d’analyse du potentiel de production biologique pour les aliments de base*.
- Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J. C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., ... Devictor, V. (2023). Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS*, 120(21), e2216573120-e2216573120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Rodríguez, A., Negro, J. J., Mulero, M., Rodríguez, C., Hernández-Pliego, J., & Bustamante, J. (2012). The Eye in the Sky: Combined Use of Unmanned Aerial Systems and GPS Data Loggers for Ecological Research and Conservation of Small Birds. *PLOS ONE*, 7(12), e50336. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050336>
- Šálek, M., & Lövy, M. (2012). Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. *Bird Conservation International*, 22(3), 328-338. <https://doi.org/10.1017/S0959270911000268>
- Schollaert, V. (2018, août 10). L’âge des oiseaux. *Le Blog de Valéry Schollaert*. <https://valeryschollaert.wordpress.com/lage-des-oiseaux/>
- Segers, F., Grootaers, F., Meeus, H., Fraine, R. D., Herroelen, P., Leysen, K., Anselin, A., Bulteel, G., Burggraeve, G., Demey, R., Laet, J. D., Smet, G. D., Devos, K., Driessens, G., Eigenhuis, K., Franckx, H., Gabriëls, J., Gadeyne, E., Louette, M., ... Leysen, K. (2001). *Little Owl in Flanders in its international context*. *Proceedings of*

the Second International Little Owl Symposium, 16-18 March 2001, Geraardsbergen, Belgium.

- Simoens, I. (2018). *De perceptie van belanghebbenden over het behoud van hoogstamboomgaarden in Haspengouw*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Staggenborg, J., Schaefer, H. M., Stange, C., Naef-Daenzer, B., & Grübler, M. U. (2017). Time and travelling costs during chick-rearing in relation to habitat quality in Little Owls *Athene noctua*. *Ibis*, 159(3), 519-531. <https://doi.org/10.1111/ibi.12465>
- *Steeneing* | *Ecopedia*. (2018). <https://www.ecopedia.be/dieren/steenuil>
- Stevens, J., Vanmarsenille, A., & Coenegrachts, A. (2009). *Broedgegevens van de Steenuil *Athene noctua* in Haspengouw (L)*.
- Stienen, E., W. M., Desmet, P., Milotic, T., Hernandez, F., Deneudt, K., Müller, W., Matheve, H., & Lens, L. (2020). *LBBG_ZEEBRUGGE - Lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*, *Laridae*) breeding at the southern North Sea coast (Belgium and the Netherlands)*. Zenodo. <https://anet.be/record/opacirua/c:irua:180656>
- Sunde, P., Thorup, K., Jacobsen, L. B., & Rahbek, C. (2014). Weather conditions drive dynamic habitat selection in a generalist predator. *PloS one*, 9(2), e88221-e88221. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088221>
- Tome, R., Bloise, C., & Korpimäki, E. (2024). *Nest-site Selection and Nesting Success of Little Owls (*athene Noctua*) in Mediterranean Woodland and Open Habitats*. 38(1).
- Tomé, R., Catry, P., Bloise, C., & Korpimäki, E. (2008). Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. *Ornis Fennica*.
- van der Kolk, H.-J., Desmet, P., Oosterbeek, K., Allen, A. M., Baptist, M. J., Bom, R. A., Davidson, S. C., de Jong, J., de Kroon, H., Dijkstra, B., Dillerop, R., Dokter, A. M., Frauendorf, M., Milotić, T., Rakhimberdiev, E., Shamoun-Baranes, J., Spanoghe, G., van de Pol, M., Van Ryckegem, G., ... Ens, B. J. (2022). GPS tracking data of Eurasian oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) from the Netherlands and Belgium. *ZooKeys*, 1123, 31-45. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1123.90623>
- Van Harxen, R. (2021). *De steenuil*. Atlas Contact, Uitgeverij.
- Van Harxen, R., Stroeken, P., Stevens, A. J., & Kwakkel, B. (2017). *Steenuilen en parasieten*.
- Van Nieuwenhuysse, D., Van Harxen, R., & Johnson, D. (2023). *Little Owl : Population Dynamics, Behavior and Management of *Athene noctua** (2nd ed.). Cambridge University Press.
- Vanhecke, Vanderhallen, & Callemeyn. (2012). *Plantyn Algemene Wereldatlas | De Slegte*. <https://www.deslegte.com/plantyn-algemene-wereldatlas-986533/>
- Vermeersch, G., Anselin, A., Devos, K., Herremans, M., Stevens, J., Gabriëls, J., Van Der Krieken, B., Brosens, D., & Desmet, P. (2004). Broedvogels—Atlas of the breeding birds in Flanders 2000-2002. *Research Institute for Nature and Forest (INBO)*. <https://doi.org/10.15468/sccg5a>
- Voříšek, P., Jiguet, F., Klva, A., & Gregory, R. D. (2010). *Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds : How much have we lost?*
- *Waarnemingen.be*. (s. d.). *Waarnemingen.be*. Consulté 9 août 2024, à l'adresse <https://waarnemingen.be/projects/10/>
- *WalOnMap*. (s. d.). Consulté 10 août 2024, à l'adresse <http://geoportail.wallonie.be/walonmap>
- Wesmeal, & Charlier. (1998). *Les régions naturelles de la Belgique*.

Annexes

Annexe 1 : Cartes ayant permis la délimitation de la Hesbaye.

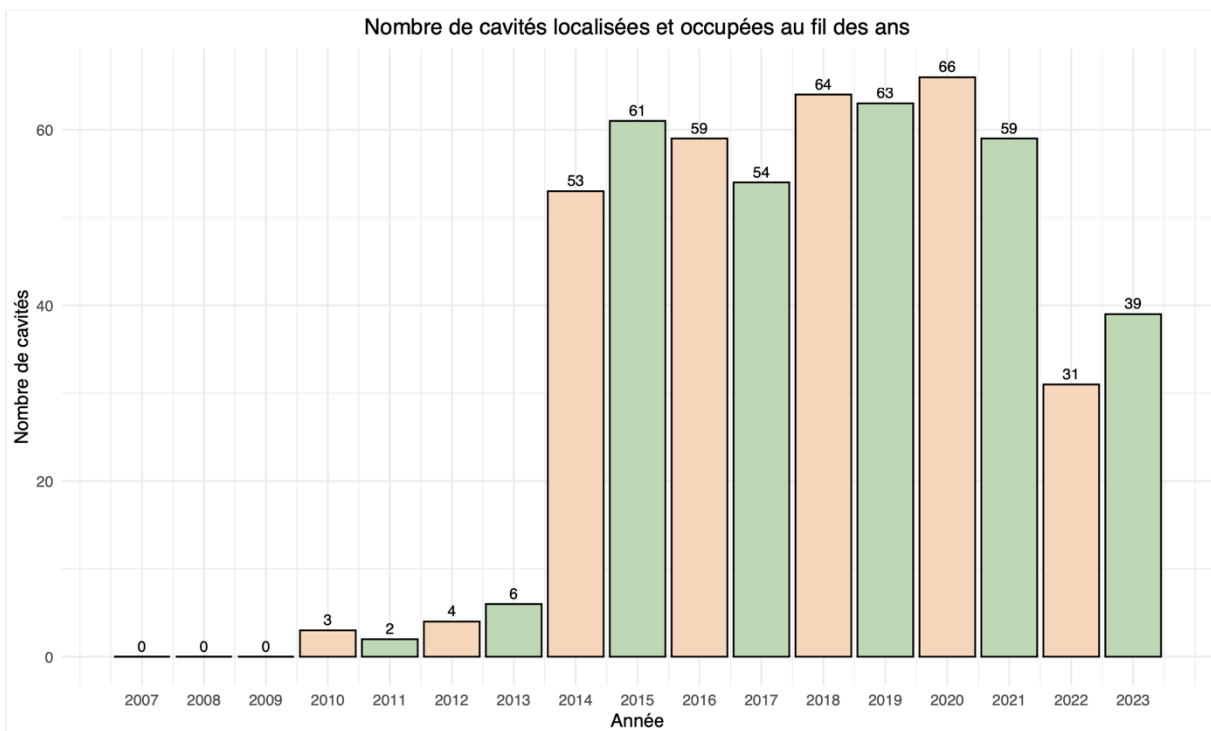
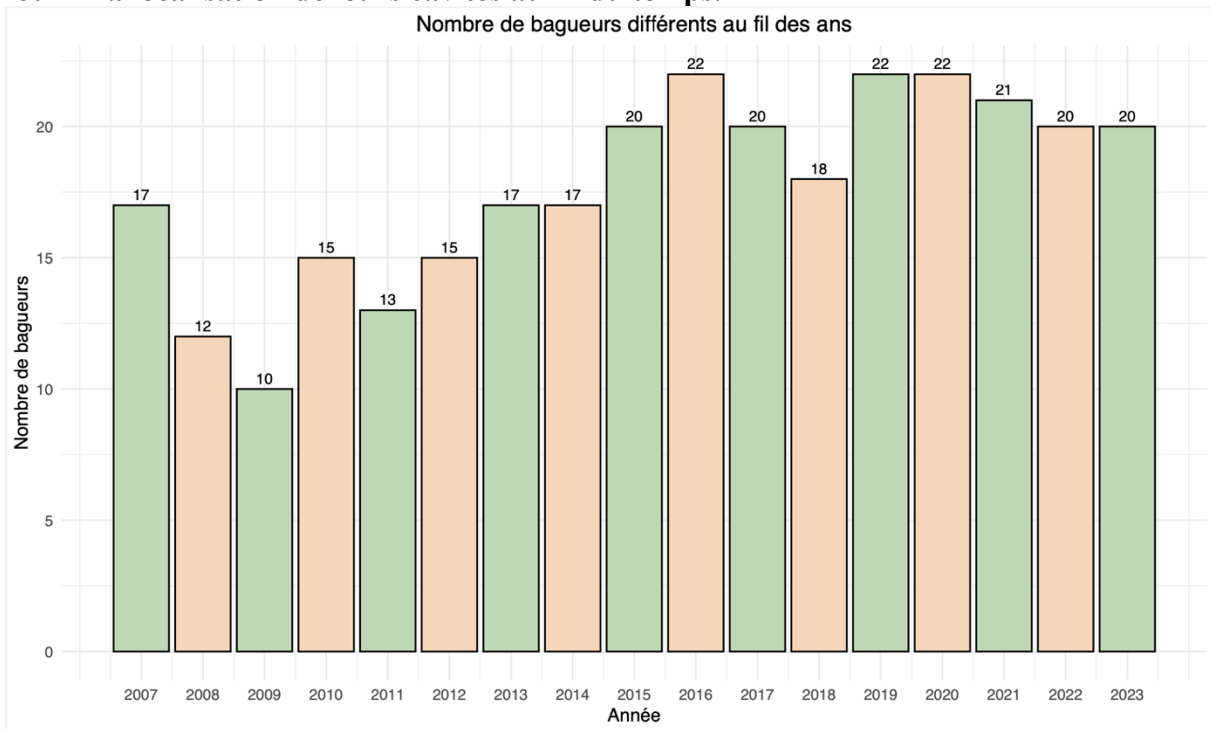


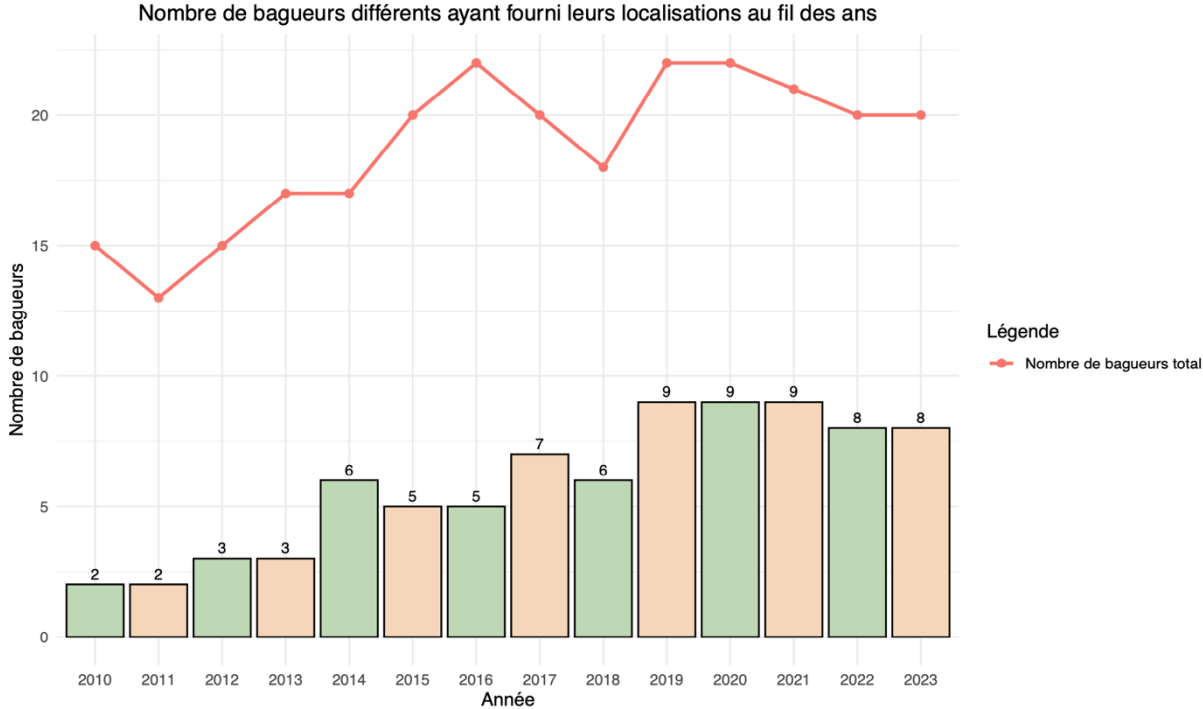
Laboratoire du département de Géographie de l'université de Liège (SEGEFA), à la demande du Service général du Pilotage du système éducatif, 2008.



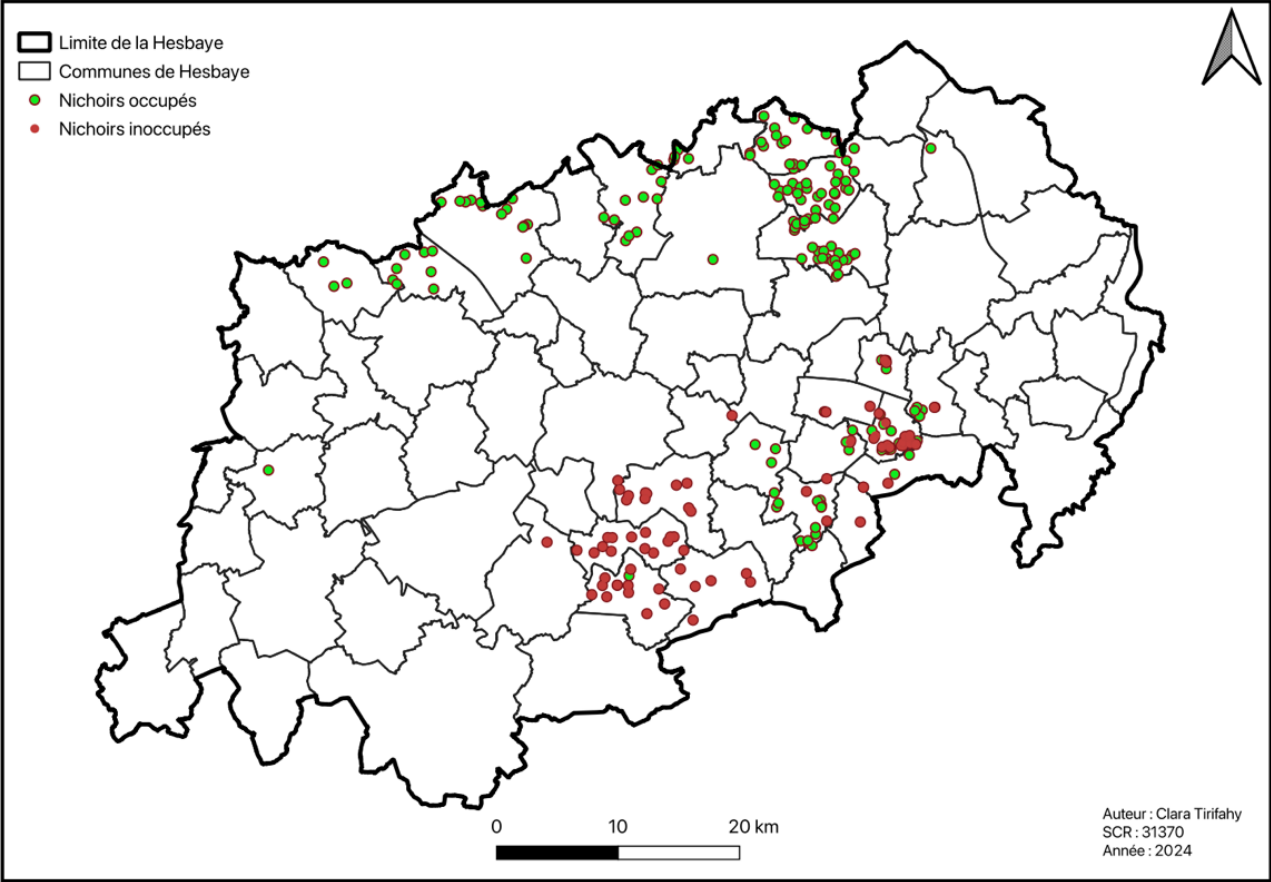
Debruyne, J. (2009). Economische impact van het toerisme in Haspengouw. Les communes faisant partie de la Hesbaye sont représentées en gris.

Annexe 2 : Bagueurs et cavités localisées au fil du temps, ainsi que bagueurs ayant fourni la localisation de leurs cavités au fil du temps.

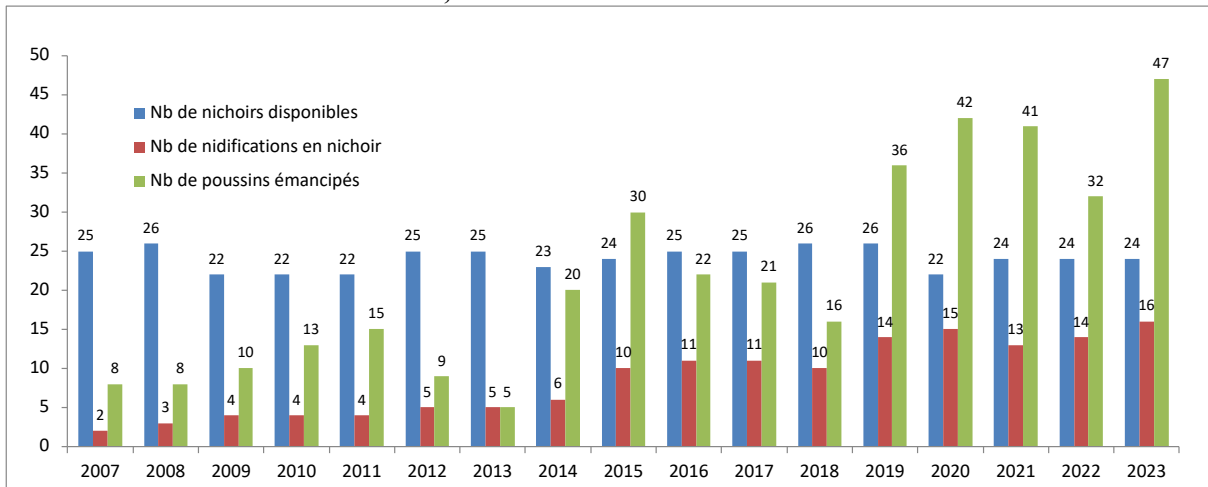




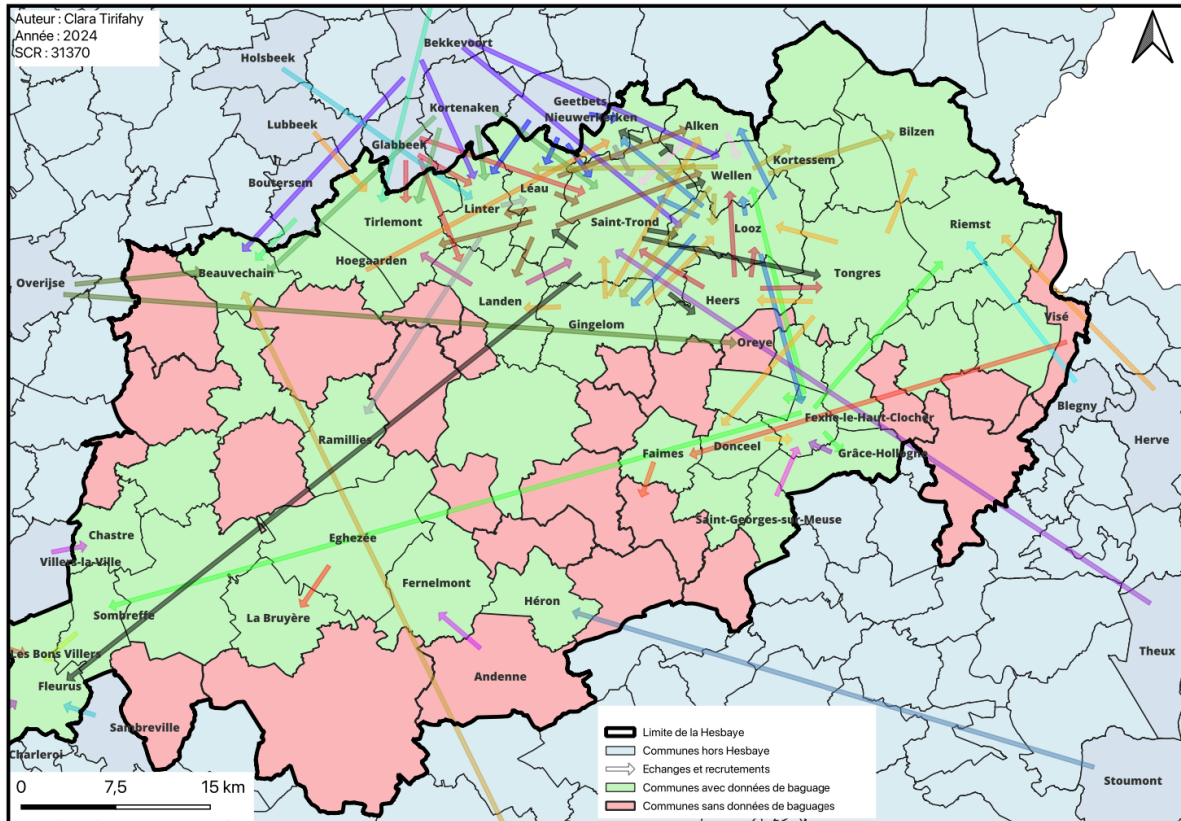
Annexe 3 : Cartographie des cavités occupées et inoccupées recensées en Hesbaye (2010-2023).



Annexe 4 : Représentation graphique du nombre de nichoirs disponibles, des cas de nidification dans ces nichoirs, et des jeunes émancipés dans les nichoirs de R. Landrain, en collaboration avec S. Delaitte, entre 2007 et 2023.



Annexe 5 : Zoom sur les échanges et les recrutements de juvéniles vers et au sein de la Hesbaye. Répartition par communes d'origine et de destination de la dispersion post-juvénile de 266 Chevêches d'Athena, reprises en Hesbaye entre 2007 et 2023.



Utilisation d'intelligence artificielle (ChatGPT) :

- Confection de scripts R
- Correcteur orthographique