

Mémoire

Auteur : Jorissen, Constance

Promoteur(s) : Carnol, Monique

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/2268.2/20899>

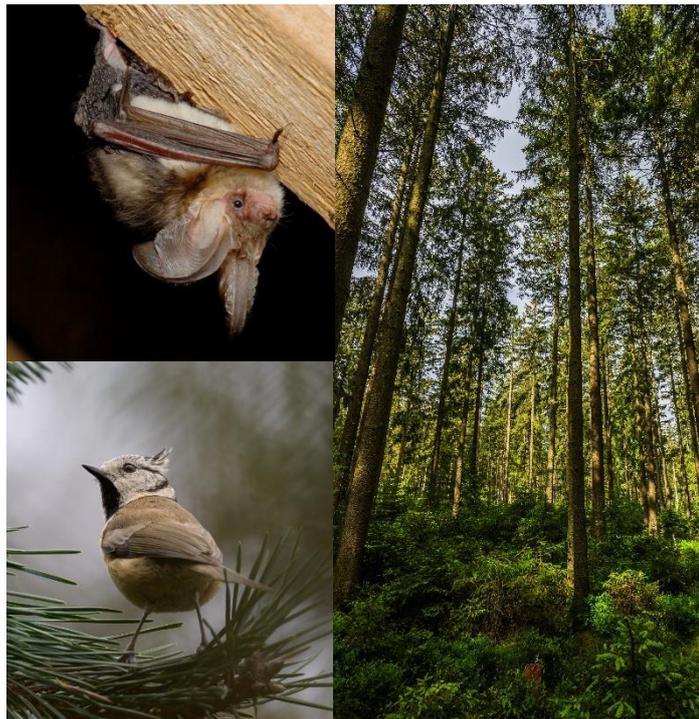
Avertissement à l'attention des usagers :

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.

Influence de la diversification du couvert forestier sur la richesse et la composition spécifique des chiroptères et des oiseaux en Haute Ardenne

Mémoire réalisé par Constance JORISSEN en vue de l'obtention du grade de Master en Biologie des Organismes et Ecologie, à finalité spécialisée en Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion



Promoteur : Carnol Monique

Année académique 2023 – 2024

Septembre 2024

Crédits des Images de couverture :

Image en haut à gauche : Oreillard roux (*Plecotus auritus*), utilisée sous licence CC BY (Gathoye Jean-Louis).

Image en bas à gauche : Mésange huppée (*Lophophanes cristatus*) (Bosman Bernard, 2024).

Image à droite : Peuplement d'épicéas (*Picea abies*, L. Karst) dans la forêt de l'Hertogenwald (Bosman Bernard, 2024).

Remerciements

La réalisation de ce travail n'aurait pas été possible sans l'intervention de plusieurs personnes. Je tiens à les remercier ici.

Tout d'abord, je remercie Monique Carnol, ma promotrice, pour m'avoir accueillie au laboratoire d'écologie végétale et microbienne. Je la remercie également pour ses nombreuses relectures et pour m'avoir guidée tout le long de la réalisation de ce mémoire. Je tiens également à remercier Bernard Bosman pour son soutien lors des sorties sur le terrain, et tout particulièrement pour avoir porté et stabilisé l'échelle, sans quoi ce mémoire n'aurait pu être achevé. Je le remercie également pour toute l'aide et les conseils qu'il m'a apportés durant cette année.

Je remercie également Issey Rocour pour son précieux soutien apporté tout au long de la réalisation de ce travail.

Je souhaite remercier monsieur Alain Vanderpoorten ainsi que ses doctorants pour m'avoir conseillée et aidée lorsque j'en avais besoin.

Enfin, je souhaite remercier ma maman pour ses relectures essentielles.

Influence de la diversification du couvert forestier sur la richesse et la composition spécifique des chiroptères et des oiseaux en Haute Ardenne

Mémoire de Jorissen Constance, promotrice : Carnol Monique. Département de Biologie, Ecologie et Evolution, ULiège. Année 2023-2024.

Résumé

Au 19^{ème} siècle, pour des raisons économiques, la Haute Ardenne a été massivement peuplée de monocultures d'épicéas (*Picea abies*, L.Karst). Ces plantations monospécifiques ont de nombreux effets négatifs, notamment sur la biodiversité. En effet, puisque ce type de milieu offre peu d'habitats et de ressources, le nombre et la variété d'espèces y sont très faibles. Depuis la fin du 20^{ème} siècle, l'importance de la biodiversité pour le fonctionnement de l'écosystème forestier commence à être reconnue et de nouvelles mesures de gestion forestière sont mises en œuvre. Ce travail vise à tester l'hypothèse selon laquelle la diversification du couvert forestier est bénéfique pour les espèces de chiroptères et d'oiseaux.

L'étude s'est déroulée dans la forêt de l'Hertogenwald en Haute Ardenne. Un inventaire des oiseaux et des chauves-souris a été réalisé dans 17 parcelles grâce à des enregistreurs acoustiques. Les relevés des oiseaux ont été effectués de début mars à fin mai et ceux des chauves-souris de début mai à la mi-juin. Les parcelles échantillonnées étaient classées selon 4 types de couvert : « Feuillus », « Mélange », « Epicéas » ou « Ouvert ».

Au total, 66 espèces d'oiseaux et 12 espèces de chauves-souris ont été identifiées dont certaines sont menacées d'extinction en Wallonie. Le nombre maximal d'espèces recensées par parcelle est de 50 pour les oiseaux et de 4 pour les chauves-souris. Les résultats de ce travail montrent qu'il n'y a pas de différence significative de richesse spécifique aviaire entre les différents couverts et que les parcelles d'épicéas abritent moins d'espèces de chiroptères que les parcelles sous les autres couverts. Aussi, ce travail permet d'identifier une similarité de la composition spécifique en oiseaux entre les parcelles de couvert similaire. Nous n'avons pas pu démontrer de lien entre la composition spécifique des chauves-souris et le type de couvert forestier mais 12 espèces sur les 21 recensées en Wallonie ont été identifiées ce qui permet de supposer que la diversification du couvert forestier est favorable à la diversité des chiroptères.

Ce travail permet de conclure que la diversification du couvert forestier en Haute Ardenne est favorable à la biodiversité aviaire et à celle des chauves-souris. Aussi, il renforce l'intérêt de recenser la biodiversité dans des forêts hétérogènes afin de confirmer leur influence sur la diversité et l'abondance des espèces et ainsi d'établir des mesures de gestion efficaces et durables.

Table des matières

Remerciements

Résumé

1.	Contexte général et objectifs	1
2.	Introduction	2
2.1	La forêt et la biodiversité qu'elle abrite.....	2
2.2	La gestion forestière et ses effets sur la biodiversité	3
2.2.1	L'évolution des systèmes de gestion	3
2.2.2	La diversification forestière et ses impacts sur les oiseaux et les chauves-souris	3
2.2.3	Monitoring des oiseaux et des chauves-souris par écoute passive.....	5
2.3	Les oiseaux, les chauves-souris et le couvert forestier	5
2.3.1	Relations entre le couvert forestier et les oiseaux	5
2.3.1.1	Interactions entre oiseaux et forêts	5
2.3.1.2	Effet du couvert forestier sur la diversité des oiseaux	7
2.3.2	Relations entre le couvert forestier et les chiroptères.....	7
2.3.2.1	Interactions entre chiroptères et forêts.....	7
2.3.2.2	Effet du couvert forestier sur la diversité des chauves-souris.....	8
2.3.3	Oiseaux et chauves-souris : indicateurs du bon état de santé des forêts	8
2.4	Les oiseaux et chiroptères de Wallonie et l'évolution de leurs populations.....	9
2.5	Surfaces forestières wallonnes actuelles.....	11
3.	Matériel et méthode.....	12
3.1	Site d'étude	12
3.2	Caractérisation des parcelles d'échantillonnage.....	13
3.3	Description des enregistreurs acoustiques	14
3.3.1	Paramétrage	15
3.3.2	Phase test	16
3.4	Phases d'enregistrement	17

3.4.1	Périodes d'enregistrement et paramètres de configuration	17
3.4.2	Analyse des enregistrements :	18
3.4.2.1	Oiseaux	18
3.4.2.2	Chauves-souris	19
3.5	Traitement et analyse des données	19
3.5.1	Analyse de la variation de la richesse spécifique des oiseaux et des chauves-souris entre chaque parcelle	19
3.5.2	Analyse de la différence de composition spécifique entre chaque parcelle	20
4.	Résultats	20
4.1	Richesse spécifique et abondance des espèces	20
4.1.1	Richesse spécifique et abondance des oiseaux	20
4.1.2	Richesse spécifique et abondance des chiroptères	23
4.2	Richesse spécifique et abondance relative dans les parcelles étudiées	25
4.2.1	Richesse spécifique et abondance relative des oiseaux dans les parcelles étudiées	25
4.2.2	Richesse spécifique et abondance relative des chauves-souris dans les parcelles étudiées	33
4.3	Variation de la composition spécifique en fonction du couvert végétal	37
4.3.1	Variation de la composition en espèces d'oiseaux en fonction du couvert végétal	37
4.3.2	Variation de la composition en espèces de chauves-souris en fonction du couvert végétal	38
5.	Discussion	39
5.1	Influence du couvert forestier sur la richesse spécifique et la composition spécifique des chauves-souris et des oiseaux	39
5.2	Rôle des résineux en forêt	40
5.3	Effets de la diversification forestière sur les oiseaux et les chauves-souris menacés de Wallonie	41

5.4	L'aménagement d'espaces ouverts en forêt pour favoriser les oiseaux liés à ces milieux	42
5.5	Surveillance acoustique passive et active	43
6.	Conclusions et perspectives	44

Bibliographie

Annexes

Table des figures

Figure 1 : Evolution des effectifs des populations des 81 espèces d'oiseaux communs en Wallonie (SPW, 2022b).	10
Figure 2 : Bassins versants de la Robinette et de Waroneu (50°N,6°E).....	12
Figure 3 : Région d'étude (SPW, 2018).	12
Figure 4 : Parcelles échantillonnées (les numéros correspondent aux numéros des parcelles). Les cartes ont été réalisées avec QGIS (QGIS Development Team, 2024).	13
Figure 5 : Audiomoth (@C.Jorissen).	14
Figure 6 : Fréquence centrale et largeur de fenêtre d'une séquence audio.	16
Figure 7 : Richesse spécifique des oiseaux par parcelle	23
Figure 8 : Richesse spécifique des chauves-souris par parcelle.....	25
Figure 9 : Richesse spécifique d'oiseaux par type de couvert (épicéas n=6 ; feuillus n=4 ; mélange n= 4 ; ouvert n=3). La ligne noire horizontale qui sépare une boîte est la médiane. Les extrémités des boîtes représentées par un segment horizontal indiquent les valeurs minimales et maximales du nombre d'espèces. L'extrémité supérieure et l'extrémité inférieure de la boîte correspondent respectivement au 3 ^{ième} et au 1 ^{er} quartile.	25
Figure 10 : Vue synthétique de la présence (violet) ou absence (gris) de chaque espèce d'oiseaux dans chaque parcelle. Les numéros des parcelles sont indiqués sur le côté droit de la figure et les espèces apparaissent en bas de la figure. Le dendrogramme à gauche de la figure regroupe les parcelles en fonction de leur composition spécifique et le dendrogramme en haut de la figure regroupe les espèces en fonction des parcelles dans lesquelles elles ont été identifiées.	27
Figure 11 : Nombre d'espèces de chauves-souris par type de couvert (épicéas n=6 ; feuillus n=4 ; mélange n= 4 ; ouvert n=3). La ligne noire horizontale qui sépare une boîte est la médiane. Les extrémités des boîtes représentées par un segment horizontal indiquent les valeurs minimales et maximales du nombre d'espèces. L'extrémité supérieure et l'extrémité inférieure d'une boîte correspondent respectivement au 3 ^{ième} et au 1 ^{er} quartile. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives ($p < 0.05$).	33
Figure 12 : Vue synthétique de la présence (violet) ou absence (gris) de chaque espèce de chiroptère dans chaque parcelle. Les numéros des parcelles sont indiqués sur le côté droit de la figure et les espèces apparaissent en bas de la figure. Le dendrogramme à gauche de la figure regroupe les parcelles en fonction de leur composition spécifique et le dendrogramme en haut de la figure regroupe les espèces en fonction des parcelles dans lesquelles elles ont été identifiées.	34

Figure 13 : Répartition des 17 parcelles sur les 2 premières composantes d'une ACP réalisée sur la matrice des fréquences relatives (calculées sur base des occurrences de son) des espèces d'oiseaux par parcelle. Plus les symboles des parcelles sont proches dans l'espace, plus la composition spécifique de ces parcelles est similaire. Les coordonnées de chaque parcelle sur les 2 premières dimensions de l'ACP sont indiquées à l'Annexe 2. 37

Figure 14 : Répartition des 17 parcelles sur les 2 premières composantes d'une ACP réalisées sur la matrice des fréquences relatives (calculées sur base des occurrences de son) des espèces de chauves-souris par parcelle. Plus les symboles des parcelles sont proches dans l'espace, plus la composition spécifique de ces parcelles est similaire. Les coordonnées de chaque parcelle sur les 2 premières dimensions de l'ACP sont indiquées à l'Annexe 3. 38

Table des Tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des parcelles échantillonnées (Mélange : peuplement de feuillus plurispécifiques ; Feuillus : peuplement de feuillus monospécifiques). 13

Tableau 2 : Périodes d'enregistrement des oiseaux. 17

Tableau 3 : Liste des espèces d'oiseaux identifiées dans 17 parcelles localisées en Haute Ardenne. Les espèces sont classées par ordre décroissant de nombre d'occurrences et pour chacune d'elle, l'évolution des effectifs de l'espèce en Wallonie entre 2008 et 2018 (↗ : en augmentation ; ↘ : en diminution ; = : stable ; - : pas d'information) et le statut selon la Liste rouge des oiseaux nicheurs en Wallonie (**LC** : Préoccupation mineure ; **NT** : Quasi menacé ; **EN** : En danger ; **VU** : Vulnérable) sont indiqués (Paquet et al., 2021a). 21

Tableau 4 : Liste des espèces de chiroptères identifiées dans 17 parcelles localisées en Haute Ardenne. Les espèces sont classées par ordre décroissant de nombre d'occurrences et pour chacune d'elle, l'évolution des effectifs de l'espèce en Wallonie en 2019 sur base de l'indice calculé pour la période 2004-2016 (↗ : en augmentation ; ↘ : en diminution ; = : stable ; - : pas d'information) et le statut selon la Liste rouge des chauves-souris en Wallonie (**LC** : Préoccupation mineure ; **NT** : Quasi menacé ; **EN** : En danger ; **VU** : Vulnérable) sont indiqués (Paquet, et al., 2021b). 24

Tableau 5 : Nombre d'enregistrements de sons (N) de chaque espèce d'oiseau par parcelle (en rouge) et fréquence relative (%) du nombre d'occurrences de chaque espèce d'oiseaux par parcelle (nombre d'occurrences par parcelle / nombre d'occurrences sur l'ensemble des parcelles *100, en noir). 28

Tableau 6 : Nombre d'enregistrements de sons (N) de chaque espèce de chauve-souris par parcelle (en rouge) et fréquence relative (%) du nombre d'occurrences de chaque espèce de

chauves-souris par parcelle (nombre d'occurrences par parcelle / nombre d'occurrences sur l'ensemble des parcelles *100, en noir). 35

1. Contexte général et objectifs

Le couvert forestier de Haute Ardenne a évolué considérablement au cours des siècles précédents suite à l'activité de l'homme. Si jusqu'au Moyen-Age, la région était recouverte de bouleau, de hêtre, d'aulne et autres essences feuillues, celles-ci font ensuite l'objet d'un abattage massif engendrant la formation des landes. Au 19^{ème} siècle, pour des raisons économiques, ces landes ont été massivement repeuplées par des monocultures de conifères, principalement l'épicéa (Klimo et al., 2000).

Or, les monocultures d'épicéas, par leur manque de diversité de niches, réduisent le nombre et la variété de nombreuses espèces (faunistiques et floristiques). Cela a pour effet d'homogénéiser l'écosystème et de le rendre ainsi moins résistant et résilient face aux tempêtes et aux changements climatiques (Felton et al., 2011 ; Vacek et al., 2021). Dès lors, l'un des enjeux principaux de la gestion forestière aujourd'hui est de repenser la composition en essences et la structure des forêts afin d'augmenter la biodiversité qu'elles abritent pour contrer les perturbations environnementales de plus en plus fréquentes tout en maintenant la fonction productive de la forêt (Bouvet et al., 2016 ; Vacek et al., 2021).

Certaines études ont montré qu'une forêt présentant une structure diversifiée (présence de peuplements d'âges différents, de zones ouvertes, de peuplements de feuillus mélangés et monospécifiques, de peuplements de résineux et de peuplements mixtes) augmenterait le nombre et la diversité des espèces dont celles des chauves-souris et des oiseaux (Charbonnier et al., 2016 ; Martins et al., 2017 ; Ohno & Ishida, 1997). Les chiroptères et les oiseaux participent à la stabilité de la forêt en assurant la reproduction des plantes et la régulation des ravageurs notamment (García, 2016 ; Tuneu-Corral et al., 2023). Ainsi, augmenter leur nombre et leur diversité en forêt rendrait l'écosystème d'autant plus résilient face à un futur incertain.

Cependant, les effets de la gestion forestière sur la diversité de nombreux groupes taxonomiques ne sont pas suffisamment connus. Par conséquent, le monitoring de la biodiversité et l'étude des relations entre les organismes et la structure forestière sont nécessaires afin d'établir des mesures de gestion qui limitent la perte de biodiversité tout en conservant les multiples rôles des forêts (Rigo et al., 2024).

Dans ce travail, nous mesurons la richesse et la diversité des oiseaux et chiroptères dans des parcelles en Haute Ardenne caractérisées par un couvert végétal différent. L'objectif principal de ce mémoire est de déterminer l'influence du type de couvert forestier (feuillus plurispécifiques, feuillus monospécifiques, épicéas et milieu ouvert) sur la richesse spécifique

et la composition spécifique des oiseaux et chiroptères en Haute-Ardenne à l'aide d'enregistreurs acoustiques. Plus spécifiquement, ce travail vise à :

- Identifier les espèces d'oiseaux et chiroptères présents au sein de 17 parcelles caractérisées par un couvert forestier varié.
- Déterminer l'influence du couvert forestier sur la richesse spécifique des oiseaux et des chiroptères.
- Déterminer la variation de la composition spécifique des oiseaux et des chiroptères entre 17 parcelles et déterminer l'influence du couvert forestier sur cette composition spécifique.

Nous émettons les hypothèses que (i), la richesse spécifique des oiseaux et des chiroptères est plus faible dans les monocultures d'épicéas que dans des peuplements feuillus monospécifiques ou mélangés ; et que (ii), la composition spécifique des oiseaux et des chiroptères dépend de la composition spécifique des arbres.

2. Introduction

2.1 La forêt et la biodiversité qu'elle abrite

Les forêts couvrent aujourd'hui près d'un tiers des surfaces émergées de la planète. Cela correspond à 41 millions de kilomètres carrés environ, ce qui en fait l'écosystème terrestre le plus largement étendu au niveau mondial (FAO, 2020).

La forêt est un réservoir de biodiversité. Il s'agit effectivement de l'écosystème le plus riche en diversité biologique animale puisqu'il offre un abri à 80% des espèces d'amphibiens, à 75% des espèces d'oiseaux et à 68% des espèces de mammifères. En ce qui concerne les invertébrés, la majorité des insectes vivent en forêt, et les sols forestiers sont également occupés par des microorganismes, des mollusques, des annélides et autres organismes. Aussi, les forêts abritent 80% des espèces de végétaux terrestres (FAO & PNUE, 2020). La biodiversité d'une forêt varie selon sa structure et sa composition en essences. En effet, plus l'écosystème forestier est hétérogène, plus la richesse et la diversité spécifique qu'il abrite sont importantes (Hekkala et al., 2023).

Cette biodiversité joue un rôle crucial en tant que régulateur des processus écosystémiques. Par exemple, une diversité élevée de microorganismes assure une meilleure représentation des différents groupes fonctionnels essentiels, tels que les décomposeurs de matière organique morte, les mutualistes des plantes, et les acteurs de la formation des agrégats

du sol (Dobrovol'skaya et al., 2015). Aussi, un assemblage de végétaux avec une grande diversité d'espèces capte plus de CO₂ qu'un assemblage peu diversifié (Reich et al., 2001) et une diversité importante des pollinisateurs (insectes, mammifères et oiseaux) améliore l'efficacité de la pollinisation (Steffan-Dewenter & Westphal, 2008). Enfin, plus les forêts sont diversifiées, plus elles sont résilientes et résistantes face aux perturbations environnementales de plus en plus fréquentes, comme les feux, les maladies et les invasions de ravageurs entre autres (Thompson et al., 2009). La biodiversité renforce ainsi la stabilité des écosystèmes forestiers et par conséquent, détermine la qualité et la quantité des services écosystémiques fournis par les forêts (Mace et al., 2012). Ces derniers sont essentiels à la survie, à la santé et au développement social et économique des sociétés humaines (Fitter et al., 2010).

2.2 La gestion forestière et ses effets sur la biodiversité

2.2.1 L'évolution des systèmes de gestion

La fonction économique de la forêt (production de bois) a longtemps été privilégiée au détriment de son rôle de réservoir de biodiversité et de ses autres fonctions (fonction récréative et fonction de protection par exemple) (Führer, 2000). D'une part, les besoins étaient de plus en plus importants (explosion démographique) et d'autre part, les conséquences d'une exploitation intensive des forêts étaient encore très peu connues (Bary-Lenger et al., 1999). En Europe, pendant plus de cent ans, les monocultures essentiellement de résineux, qui avaient pour avantages d'être plus facile à gérer, de croître rapidement et de tolérer des sols pauvres, ont été favorisées (Liu et al., 2018). Les impacts de ce genre de gestion sur l'environnement sont nombreux : par exemple cela entraîne une diminution de la productivité et de la fertilité du sol, une perturbation des cycles hydrologiques et une augmentation des maladies et des ravageurs (Liu et al., 2018). Aussi, les monocultures offrent peu d'habitats et abritent donc une faible biodiversité (Felton et al., 2010). À la fin du 20^{ième} siècle, les conséquences environnementales des peuplements monospécifiques et l'importance de la biodiversité sont davantage reconnus. Les gestionnaires forestiers valorisent dès lors les autres fonctions de l'écosystème forestier (Führer, 2000 ; Rametsteiner & Mayer, 2004).

2.2.2 La diversification forestière et ses impacts sur les oiseaux et les chauves-souris

Aujourd'hui, on sait qu'une forêt hétérogène, abrite une biodiversité plus importante et est dès lors plus résistante et plus résiliente. Ainsi, les pratiques de gestion évoluent vers la diversification des forêts, afin de mieux faire face à l'accélération des changements environnementaux et aux incertitudes qu'ils engendrent pour l'avenir (Messier et al., 2019).

La diversification forestière signifie aussi bien la diversification des essences des arbres que la diversité fonctionnelle des arbres et la diversification de structure (horizontale et verticale) d'une forêt. Elle favorise l'augmentation de la biodiversité qui lui est associée via divers processus. D'abord, un mélange d'essences au sein d'un peuplement et la diversité des traits fonctionnels du peuplements pourraient augmenter la diversité des consommateurs en augmentant la variété et la qualité des ressources pour les espèces spécialistes et en offrant de façon générale une quantité plus importante de ressources pour les généralistes. Une diversité de consommateurs plus importante attirerait dès lors une plus grande diversité de prédateurs. De plus, la diversité horizontale (distribution spatiale des arbres) et verticale (nombre de strates végétatives) au sein d'une forêt augmentent les niches disponibles, les refuges et permettent ainsi la coexistence de plusieurs espèces (Ampoorter et al., 2020).

Ces éléments de diversification impactent la diversité et l'abondance des oiseaux et des chiroptères de différentes manières (Jung et al., 2012).

Selon les espèces, les chiroptères ont différentes stratégies de recherche de nourriture. Certaines ont des traits morphologiques qui leur permettent de manœuvrer facilement au sein d'une forêt plus ou moins dense. D'autres ont des mouvements plus restreints et chassent plutôt dans des zones ouvertes ou à la lisière des forêts. Aussi, dans les forêts trop denses, la recherche de nourriture, qui se fait par écholocation, peut être perturbée par les échos provenant de la végétation. Trop peu d'espace dans une forêt peut également augmenter le risque de collision entre les chauves-souris et la végétation. Ainsi, la présence d'espaces ouverts entre et au sein des peuplements d'arbres facilite la recherche de nourriture. Aussi, des peuplements diversifiés augmentent le nombre et la diversité de proies disponibles pour les chauves-souris et augmentent par conséquent l'abondance et la diversité des espèces de chauves-souris (Jung et al., 2012). De plus, il a été montré que les chiroptères préfèrent les grands arbres, morts ou presque morts, pour abriter leurs colonies (Crampton & Barclay, 1998). Dès lors, des îlots de vieux peuplements au sein d'une forêt seraient bénéfiques aux chauves-souris.

En ce qui concerne les oiseaux, un mélange d'espaces ouverts et de peuplements forestiers est à la fois bénéfique à la recherche de nourriture et à la reproduction. En effet, alors que la recherche de nourriture est plus efficace dans des espaces dégagés pour avoir une meilleure visibilité sur les proies, la construction du nid doit se faire à l'abri des prédateurs (Bradbury et al., 2005). Aussi, une importante hétérogénéité verticale et des peuplements mélangés multiplient le nombre de niches écologiques et donc le nombre d'espèces et l'abondance des oiseaux (Müller et al., 2010).

2.2.3 Monitoring des oiseaux et des chauves-souris par écoute passive

Les oiseaux et les chauves-souris étant des animaux aériens et très mobiles, leur monitoring n'est pas facile. Avant l'émergence des méthodes acoustiques passives, leur monitoring nécessitait la présence sur le terrain d'un ou de plusieurs chercheurs compétents à plusieurs moments de la journée et de la soirée et ce durant plusieurs jours. Cette méthode présentait quelques désavantages : elle pouvait occasionner un changement de comportement chez l'animal ou le faire fuir, elle demandait un effort important pour les chercheurs et limitait la recherche dans le temps et l'espace (Melo et al., 2021). Les méthodes acoustiques passives ne présentent plus ces inconvénients puisque le monitoring se fait par des enregistreurs placés directement sur le terrain et ne nécessitent pas la présence d'un chercheur hormis pour la maintenance des appareils.

Depuis l'émergence des méthodes acoustiques passives, les dispositifs acoustiques ne cessent d'évoluer et sont de moins en moins invasifs (de petite taille) et sont capables d'enregistrer pendant plusieurs jours sur un large gamme de fréquences. Ces nouvelles méthodes en plein essor contribuent à l'amélioration du monitoring de la biodiversité et révolutionnent la recherche scientifique (Hill et al., 2019). Les méthodes acoustiques passives présentent toutefois certains inconvénients comme la difficulté de mesurer l'abondance des effectifs par exemple.

2.3 Les oiseaux, les chauves-souris et le couvert forestier

2.3.1 Relations entre le couvert forestier et les oiseaux

2.3.1.1 Interactions entre oiseaux et forêts

Les interactions entre les oiseaux et le milieu forestier sont nombreuses.

Au printemps, dans les régions tempérées, beaucoup d'oiseaux commencent leur cycle de reproduction. Cette période demande beaucoup d'énergie car les oiseaux doivent assurer leur alimentation et l'élevage de leurs jeunes (Bowers et al., 2016). Ce moment coïncide avec l'éclosion des larves de nombreux insectes en forêt (Uelmen et al., 2016). Ainsi, l'abondance des populations d'insectes dans le milieu forestier au printemps est favorable aux oiseaux.

Aussi, les oiseaux insectivores participent à la régulation de certains ravageurs forestiers. Par exemple, les pics sont des prédateurs communs des scolytes, coléoptères causant des dommages significatifs aux arbres en creusant des galeries sous l'écorce et en introduisant des champignons phytopathogènes (Fayt et al., 2005 ; Six & Wingfield, 2011 ; Vakula et al.,

2014 ; Wermelinger & Jakoby, 2022). Certains oiseaux tels le coucou gris (*Cuculus canorus*), la huppe fasciée (*Upupa epops*) ou encore la mésange charbonnière (*Parus major*) ont développé quant à eux des stratégies leur permettant de prédater des chenilles urticantes défoliatrices comme la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) (Barbaro & Battisti, 2011). Le rôle des oiseaux insectivores dans la régulation des ravageurs devient de plus en plus crucial dans le contexte du changement climatique où l'augmentation des températures et les sécheresses entraîne des invasions de ravageurs plus sévères et plus fréquentes (Frank, 2021 ; Haynes et al., 2014).

Le milieu forestier est également un lieu de ressources alimentaires pour les oiseaux frugivores, nectarivores et granivores. Par ailleurs, la période d'abondance des fruits, le printemps, correspond à la période d'abondance des oiseaux dans de nombreuses régions (Burns, 2003). Lorsque les températures diminuent, les ressources alimentaires deviennent limitées. Cependant, les oiseaux sédentaires trouvent tout de même en forêt des graines, des fruits et des insectes pendant la période hivernale et certains d'entre eux adaptent leur régime alimentaire selon les ressources disponibles (William & Davis, 2009).

Certaines interactions qu'ont ces oiseaux avec les plantes sont mutualistes puisqu'en se nourrissant, ils contribuent à la régénération des plantes par dispersion des graines (assurée par les granivores et frugivores) ou par pollinisation (assurée par les nectarivores) (Quintero et al., 2020). La zoochorie assurée par les oiseaux est d'autant plus efficace puisque les oiseaux, capables de voler, transportent les semences sur de longues distances, ce qui limite la compétition inter et intraspécifique (Whelan et al., 2016).

En plus de l'approvisionnement en nourriture, la forêt fournit aux oiseaux de nombreux sites de nidification. Par exemple, les cavités présentes dans les troncs et dans le bois mort sur pied confèrent aux oiseaux cavernicoles comme le torcol fourmillier (*Jynx torquilla*) ou encore la chouette hulotte (*Strix aluco*) un lieu de reproduction et d'hivernation (Zarnowitz & Manuwal, 1985). Une végétation dense au sein d'une forêt permet également aux oiseaux de construire leur nid à l'abri des prédateurs, cause principale de l'échec de la reproduction chez les oiseaux (Gómez-Serrano & López-López, 2014 ; Götmark et al., 1995). Aussi, les hauts arbres à large tronc entourés d'espaces ouverts sont des sites idéaux pour la nidification des rapaces qui ont ainsi une vue générale sur leur terrain de chasse (Segura & Acevedo, 2023 ; Monteagudo et al., 2024).

2.3.1.2 Effet du couvert forestier sur la diversité des oiseaux

Les espèces d'oiseaux requièrent des habitats différents selon leur comportement et leur écologie (Rodewald, 2001). Parmi les oiseaux rencontrés en forêt, beaucoup sont ubiquistes, ce qui signifie qu'ils utilisent des ressources et des habitats variés. C'est le cas notamment de la mésange charbonnière, du geai des chêne (*Garrulus glandarius*), de l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*), du pinson des arbres (*Fringilla coelebs*) et du pouillot véloce (*Phylloscopus collybita*) (Terraube et al., 2016). D'autres sont dits spécialistes, car on les retrouve dans des types de milieux spécifiques. Par exemple, certaines espèces sont strictement inféodées à des forêts feuillues fermées. C'est le cas notamment du pic épeichette (*Dryobates minor*) et du gobe-mouche noir (*Ficedula hypoleuca*). En ce qui concerne les oiseaux cavernicoles (qui nichent dans des cavités), ils sont surtout rencontrés dans des peuplements âgés avec des arbres de gros diamètre ou des arbres morts. Certains recherchent des plantations feuillues monospécifiques comme le pic mar (*Dendrocopos medius*) par exemple et d'autres des plantations plurispécifiques. Les oiseaux insectivores sont liés à des peuplements irréguliers car la diversité de strates végétales augmente le nombre et la diversité des insectes disponibles. Beaucoup d'espèces migratrices sont plutôt liées aux jeunes forêts qui sont généralement plus denses et diversifiées en termes de sites de nidification et d'abondance de nourriture, ou elles recherchent des peuplements très âgés car les caractéristiques sont semblables aux forêts jeunes. Le grimpeur des bois (*Certhia familiaris*) se rencontre dans des peuplements denses et fermés alors que le grimpeur des jardins (*Certhia brachydactyla*) est lié à des forêts ouvertes (Delahaye, 2006 ; Díaz, 2006). Aussi, selon Terraube et al. (2016), l'abondance des mésanges bleues (*Cyanistes caeruleus*) et des orites à longue queue (*Aegithalos caudatus*) serait plus importante en lisière de forêt qu'au sein de la forêt. Certaines espèces requièrent la présence de résineux comme le roitelet huppé (*Regulus regulus*). Enfin, le bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus*), le pipit farlouse (*Anthus pratensis*) ou encore le tarier pâtre (*Saxicola rubicola*) se rencontrent dans des milieux ouverts comme des coupes forestières ou des landes par exemple (Portail Wallonie. be, s. d.-c).

2.3.2 Relations entre le couvert forestier et les chiroptères

2.3.2.1 Interactions entre chiroptères et forêts

Comme pour les oiseaux, la forêt offre aux chauves-souris refuge et alimentation. Certaines espèces comme la noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*) ou la grande noctule (*Nyctalus lasiopterus*) hibernent et se reproduisent dans des cavités arboricoles. La barbastelle d'Europe

(*Barbastella barbastellus*) ou encore le murin d'Alcathoé (*Myotis alcathoe*) choisissent des sites similaires pour mettre bas. Pour les chauves-souris insectivores, la forêt constitue un territoire de chasse idéal. Ainsi, dès le printemps, le minioptère de Schreiber (*Miniopterus schreibersii*), le murin de Beichstein (*Myotis bechsteinii*) ou encore la sérotonine de Nilsson (*Eptesicus nilssonii*) arpentent les bois à la recherche de papillons de nuit et autres insectes (Arthur & Lemaire, 2021 ; Gilliéron et al., 2015).

Les espèces de Wallonie sont toutes carnivores et contribuent ainsi à la régulation des insectes ravageurs ou vecteurs de maladie (Maslo et al., 2022).

2.3.2.2 Effet du couvert forestier sur la diversité des chauves-souris

Les stratégies de chasse et le choix des sites d'hibernation déterminent les préférences des chauves-souris pour tel ou tel type de couvert forestier. Par exemple, la noctule de Leisler et la noctule commune (*Nyctalus noctula*) recherchent des vieilles forêts feuillues plutôt que des jeunes forêts de conifères pour hiberner (Ruczyński et al., 2010). Les pipistrelles chassent dans les forêts peu denses avec une végétation basse (riches en insectes) alors que les murins chassent plutôt dans des forêts avec peu de végétation au sol car ils ont moins de mobilité (Fuentes-Montemayor et al., 2013). La pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) chasse quant à elle dans des forêts feuillues alors que la pipistrelle pygmée (*Pipistrellus pygmaeus*) est plutôt observée dans des peuplements mixtes (conifères et feuillus) (Węgiel et al., 2023). Enfin, certaines espèces de chauves-souris affectent davantage les lisières de forêts et les milieux ouverts (Jantzen & Fenton, 2013).

2.3.3 Oiseaux et chauves-souris : indicateurs du bon état de santé des forêts

Plusieurs éléments confèrent aux oiseaux et aux chauves-souris le statut d'excellents indicateurs de l'état de santé de l'environnement dont le milieu forestier.

D'une part, les oiseaux présentent une grande diversité (d'espèces, de taille, de couleurs, de formes et autres), sont observables toute l'année et occupent presque tous les habitats ce qui facilite leur étude (SPW, 2022b).

Aussi, selon les espèces, certains oiseaux ont des régimes alimentaires, des stratégies de recherche de nourriture et des niches écologiques très spécifiques et sont donc très sensibles aux variations de l'environnement (fragmentation d'habitat, augmentation de la prédation des nids, changements climatiques et autres). Des changements de phénologie, de physiologie ou encore d'effectifs de population chez les oiseaux sont donc des signaux pouvant traduire l'état de santé ou de dégradation des forêts (Gnass Giese et al., 2015 ; Laudelout & Paquet, 2014 ;

Miller et al., 2007 ; Roels et al., 2019). Les chauves-souris sont également de bons indicateurs en raison de leur grande diversité écologique et de leur capacité à se déplacer sur de longues distances permettant ainsi d'évaluer leur sensibilité à la fragmentation de l'habitat notamment (Meyer et al., 2008).

Certains oiseaux, comme les pics, sont considérés comme des espèces parapluies, puisque leur présence peut influencer positivement l'abondance et la richesse d'autres espèces d'oiseaux forestiers ou de chiroptères. En effet, les cavités qu'ils creusent dans les arbres peuvent être utilisées par d'autres oiseaux ou chauves-souris et, en débarrassant l'écorce du bois mort, ils révèlent la couche sous-jacente, exposant diverses sources de nourriture pour d'autres oiseaux. Leur présence est donc un indicateur de la richesse spécifique d'oiseaux en forêt (Drever et al., 2008).

De plus, les oiseaux et les chauves-souris insectivores participent activement à la régulation des populations d'insectes, les oiseaux frugivores assurent la dissémination des graines et les carnivores régulent les populations de certains rongeurs et autres petits mammifères. Dès lors, une diminution de leurs effectifs entrainerait une surpopulation de certains animaux, une diminution du potentiel reproducteur des plantes et donc un dérèglement dans l'équilibre de l'écosystème (Charbonnier, 2014 ; García et al., 2024).

Aussi, ayant une faible tendance à la migration et se trouvant au sommet de la chaîne alimentaire, les rapaces sont des sujets propices à l'étude de la bioaccumulation de substances polluantes ingérées (Pinasseau, 2015 ; Smits & Naidoo, 2018). La détection d'une substance polluante dans l'organisme d'un rapace peut ainsi indiquer la présence de pollution dans la forêt.

Enfin, une forêt en bonne santé tend à abriter une grande diversité d'espèces. Ainsi, la diversité et l'abondance des oiseaux et des chauves-souris en milieu forestier fournissent des informations sur la complexité et la qualité de l'habitat (Gilliéron et al., 2015).

2.4 Les oiseaux et chiroptères de Wallonie et l'évolution de leurs populations

Aujourd'hui, la Belgique compte plus de 200 espèces d'oiseaux présentes naturellement sur le territoire, que celles-ci soient nicheuses, hivernantes ou simplement de passage. Parmi ces espèces, 161 sont des espèces nicheuses indigènes de Wallonie et près de 80 d'entre elles sont considérées comme communes, les autres étant réputées rares. En ce qui concerne leur habitat, 50% des espèces communes sont dites généralistes, 30 % forestières et 20% agricoles (Derouaux & Paquet, 2020 ; SPW, 2022a ; SPW, 2022b).

En Wallonie, les oiseaux sont les plus actifs entre le début du printemps et le début de l'automne, ce qui correspond à la saison de reproduction (Williams et al., 2015). Ainsi, les oiseaux, et particulièrement les mâles, chantent pour défendre leur territoire ou attirer les femelles (Nowicki & Searcy, 2004). Les chants peuvent être entendus surtout tôt le matin car l'environnement est plus calme (Marín-Gómez & MacGregor-Fors, 2019). Ceux-ci sont audibles par l'oreille humaine puisque leur fréquence ne va pas au-delà de 20 000 Hertz, fréquence maximale que l'homme peut percevoir (Rodríguez Valiente et al., 2014). Une fois la saison de reproduction terminée, lorsque les températures diminuent et que les ressources s'appauvrissent, les oiseaux migrateurs migrent pour des régions plus chaudes et les oiseaux sédentaires adaptent leur régime alimentaire (Newton, 2023).

Depuis 1990, l'abondance des individus des 81 espèces d'oiseaux communes de Wallonie a diminué de près de 40 %, tout milieu confondu (Figure 1). Ce sont les oiseaux agricoles qui sont le plus touchés par ce déclin avec une diminution de leurs effectifs de 59% en 31 ans. En ce qui concerne les oiseaux strictement forestiers, leurs effectifs ont diminué de 32% entre 1990 et 2022. Par ailleurs, ce sont les espèces communes telles le moineau friquet ou encore l'étourneau sansonnet les plus touchés par cette diminution, contrairement aux espèces rares qui montrent plutôt une évolution favorable (SPW, 2022b, SPW, s. d.).

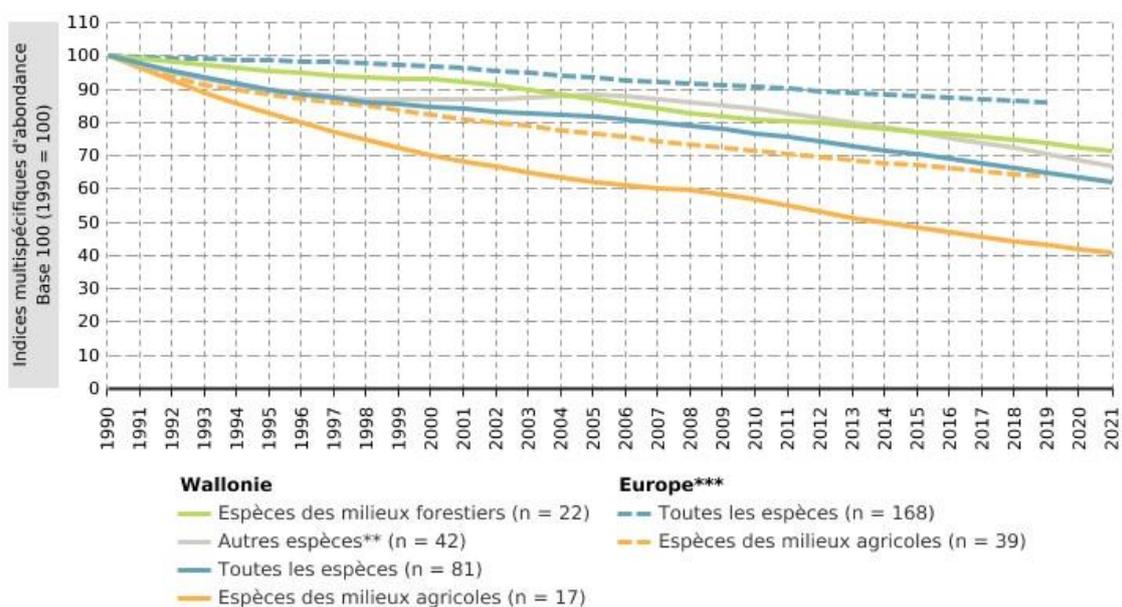


Figure 1 : Evolution des effectifs des populations des 81 espèces d'oiseaux communs en Wallonie (SPW, 2022b).

Les chauves-souris de Wallonie représentent un tiers des espèces de mammifères de la région. Sur 24 espèces recensées en Belgique, la Wallonie en compte 21 représentées par 2

familles : les Vespertillonidae et les Rhinophilidae (Lamotte, 2006 ; Natagora, s. d. ; Tu et al., 2023).

Au printemps, les chauves-souris sortent d'hibernation. Elles sont généralement observées au coucher du soleil, période à laquelle elles chassent des insectes. Au printemps, les femelles se regroupent en colonies dans des « gîtes d'été » pour mettre bas alors que les mâles vivent en solitaire ou en petits groupes. Les chauves-souris, émettent des ultrasons pour se repérer dans l'espace. Les fréquences de ces ultrasons se situent entre 10 000 et 110 000 Hertz et ne sont donc pour la plupart pas audibles par l'homme. (Arthur & Lemaire, 2021 ; West et al., 2007) . Sur les 21 espèces observées en Wallonie, toutes chassent en forêt et 12 peuvent utiliser des cavités arboricoles comme site de reproduction ou d'hibernage (Lamotte, 2006 ; Portail Wallonie. be, s. d.).

Les populations de chiroptères diminuent depuis plus de 50 ans au niveau européen. En Wallonie, ce déclin touche toutes les espèces dont plus de la moitié sont considérées comme étant en forte régression et 3 d'entre elles sont à la limite de l'extinction. Par exemple, en Belgique, le petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) était représenté par environ 300 000 individus en 1950 alors qu'aujourd'hui, il n'y en a plus que quelques centaines. Cependant, on constate une augmentation des populations de chauves-souris en Wallonie entre 1995 et 2016 (Plecotus, s. d. ; SPW, 2018).

La diminution des populations de chiroptères et d'oiseaux en Wallonie est principalement due à l'utilisation de pesticides, l'urbanisation, la déforestation, la fragmentation de l'habitat et les monocultures (Dominoni, 2015 ; Moreau et al., 2022 ; Sol et al., 2017 ; Voigt & Kingston, 2016).

2.5 Surfaces forestières wallonnes actuelles

Aujourd'hui, 23% du territoire belge est recouvert de forêts dont 80% se trouve en Wallonie (SRFB, s. d.). La région est recouverte de plus ou moins 560 000 hectares de forêts à savoir un tiers de la Wallonie. 85% de cette superficie forestière est allouée à la production et comprend 56% de feuillus, 42% de résineux (ceux-ci étant presque absents du territoire avant 1850) et 2% de surface de mise à blanc (SPW, 2022c). Parmi les essences indigènes il y a le hêtre commun (*Fagus sylvatica*), l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) ou encore l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) alors que l'épicéa commun et le douglas (*Pseudotsuga menziesii*) par exemple ont été introduits en Wallonie (Bievelet et al., 2007 ; Deuceunink & Baguette, 1991)

Le paysage wallon est ainsi relativement morcelé : on y trouve des parcelles d'épicéas datant du 19^{ième} siècle, des parcelles de feuillus replantés à la fin du 19^{ième} siècle, des landes, et des parcelles non gérées.

3. Matériel et méthode

3.1 Site d'étude

Les enregistreurs acoustiques ont été placés dans les bassins versants de la Robinette et de Waroneu (Figure 2) et aux alentours, en Haute Ardenne dans la forêt de l'Hertogenwald (Figure 3). La surface de la zone couverte par l'étude est d'environ 760 hectares (ha). Le bassin versant de la Robinette se compose d'une mosaïque de feuillus et de résineux et celui de Waroneu est essentiellement occupé par des feuillus. Les températures moyennes annuelles de la région se situent entre 6 et 7°C. Concernant les précipitations, la moyenne mensuelle varie entre 91 millimètres (mm) pendant les mois les plus secs et 135 mm durant les mois les plus humides, avec une moyenne annuelle de 1400 mm. Les hivers y sont longs et les chutes de neige sont abondantes entre octobre et mai (Bary-Lenger et al., 1999 ; Metzmacher, 2004).

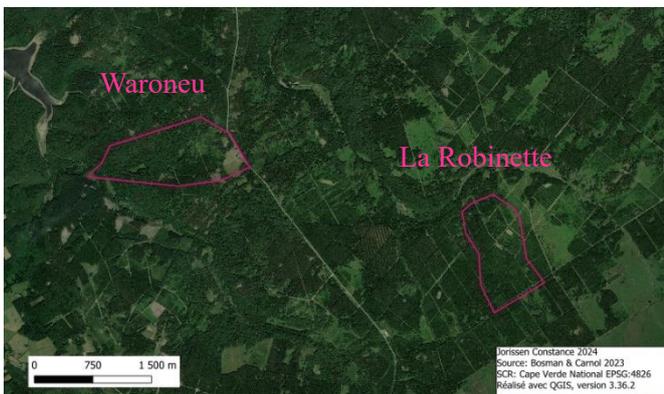


Figure 2 : Bassins versants de la Robinette et de Waroneu (50°N,6°E).

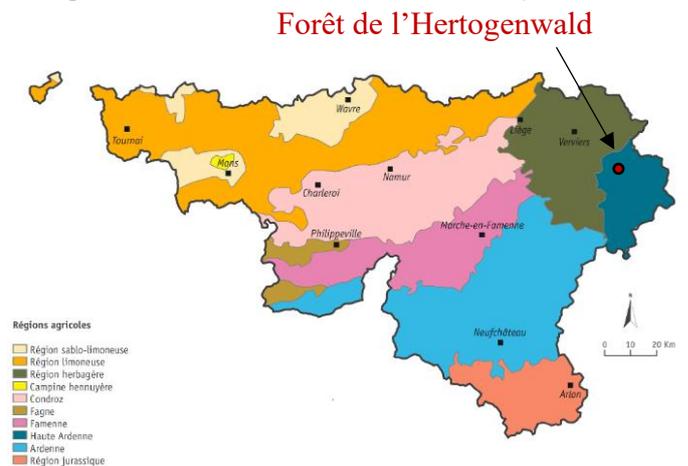


Figure 3 : Région d'étude (SPW, 2018).

3.2 Caractérisation des parcelles d'échantillonnage

17 enregistreurs, chacun placé dans une boîtier imperméable, ont été attachés dans un arbre au centre de 17 parcelles de 50 mètres de rayons (Figure 4).

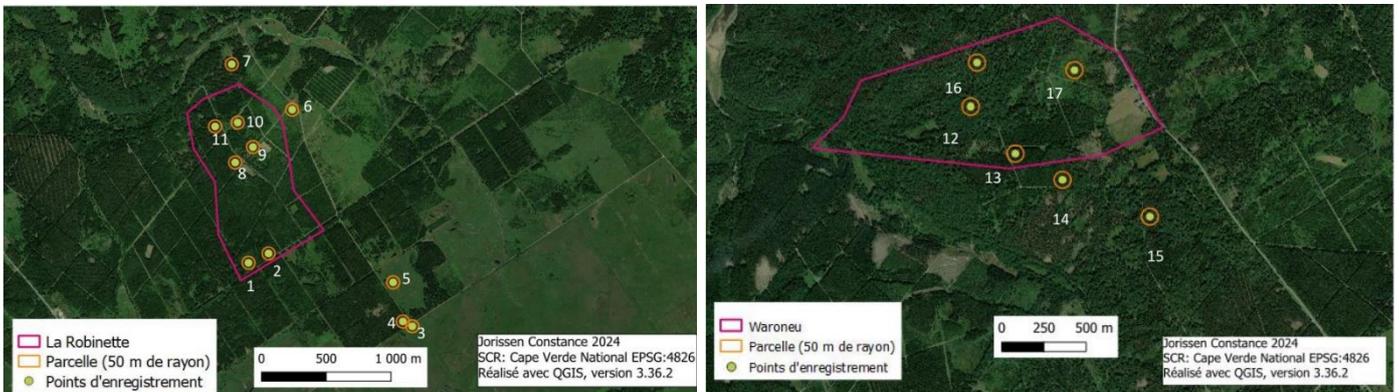


Figure 4 : Parcelles échantillonnées (les numéros correspondent aux numéros des parcelles). Les cartes ont été réalisées avec QGIS (QGIS Development Team, 2024).

Les parcelles choisies présentent des caractéristiques différentes en ce qui concerne le type de milieu, l'âge du peuplement, les essences présentes, la végétation au sol et la densité du couvert forestier (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des parcelles échantillonnées (Mélange : peuplement de feuillus plurispécifiques ; Feuillus : peuplement de feuillus monospécifiques).

	Age du peuplement	Type de milieu	Essences	Végétation herbacée	Nombre de tiges/ha ¹	Hauteur de l'enregistreur ²
Parcelle 1	<30 ans	Mélange	Hêtre, aulne glutineux, chêne pédonculé, saule marsault, sorbier des oiseleurs, sapin noble, bouleau verruqueux	Ronce et myrtille	845 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 2	< 30 ans	Epicéas	Epicéa commun	Bryophyte	4401 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 3		Ouvert		Molinie, jonc aggloméré	2 tiges/ha	1 mètre
Parcelle 4	> 75ans	Epicéas	Epicéa commun	Bryophyte	432 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 5		Ouvert		Molinie	20 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 6	< 30 ans	Ouvert	Sorbier des oiseleurs, bouleau pubescent, saule marsault, chêne pédonculé, pin sylvestre	Molinie, jonc aggloméré	353 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 7	>75ans	Epicéas	Epicéa commun	Myrtille et bryophyte	393 tiges/ha	4 mètres

Parcelle 8	30- 75 ans	Epicéas	Epicéa commun, épicéa de sitka	Myrtille et bryophyte	1965 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 9	<30ans	Mélange	Epicéa, hêtre, aulne, sorbier des oiseleurs, bouleau pubescent	Molinie bleue, ptéridophyte	314 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 10	<30ans	Mélange	Hêtre, aulne glutineux, chêne pédonculé, saule marsault, sorbier des oiseleurs, sapin noble, bouleau verruqueux	Ptéridophyte	825 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 11	>75ans	Epicéas	Epicéa commun	Bryophyte	236 tiges/ha	1 mètre
Parcelle 12	>75ans	Feuillus	Hêtre		118 tiges/ha	4 mètres
Parcelle 13	>75ans	Epicéas	Epicéa commun	Bryophyte	1258 tiges/ha	2 mètres
Parcelle 14	>75ans	Feuillus	Chêne pédonculé	Ptéridophyte, brachypode des bois	236 tiges/ha	4 mètres
Parcelle 15	>75ans	Feuillus	Hêtre		98 tiges/ha	4 mètres
Parcelle 16	>75ans	Feuillus	Chêne	Brachypode des bois, molinie bleue	147 tiges/ha	4 mètres
Parcelle 17	<30ans	Mélange	Saule marsault, bouleau pubescent, sapin noble, pin sylvestre	Molinie bleue	33 333 tiges/ ha	2 mètres

¹ Pour les parcelles 1, 2, 8, 10, 11, 12, 13 et 16 nous avons utilisé les données de l'Inventaire Permanent Des Ressources Forestières wallonnes (IPRFW, s. d.) et pour les parcelles 3, 4, 5, 6, 7, 9, 14, 15 et 17, nous avons compté le nombre d'arbres dans un rayon de 9mètres carrés puis converti ce dernier en nombre d'arbres par hectares.

²La plupart des enregistreurs ont été placés à 2 mètres. Certains ont été placés à 4 mètres de haut pour éviter le vandalisme, d'autres à 1 mètre de haut car il n'y avait pas d'arbre plus haut.

3.3 Description des enregistreurs acoustiques

Pour cette étude, nous avons utilisé des enregistreurs acoustiques de type AudioMoth (Open Acoustic Devices UK). Ce dispositif nous a été recommandé par le réseau LTER (Long-Term Ecosystem, critical zone and socio-ecological Research), une organisation qui soutient le monitoring de la biodiversité à long terme. Un enregistreur se présente sous la forme d'un circuit électronique de la taille d'une carte bancaire (Hill et al., 2019) (Figure 5). L'appareil est muni d'un microphone, d'un emplacement pour insérer une carte microSD, de LEDs (vert et rouge) qui renseignent sur le statut du dispositif et d'un



Figure 5 : Audiomoth (@C.Jorissen).

interrupteur. Il fonctionne à l'aide de 3 piles alcalines AA ou de 3 piles au lithium. Ces

enregistreurs ont certains avantages : ils sont bon marché, petits, consomment peu d'énergie, enregistrent sur le long terme et peuvent enregistrer des sons allant de 0 à 192 000 Hertz (fréquence imperceptible par l'oreille humaine) (Open Acoustic Devices, 2022).

3.3.1 Paramétrage

Avant de les placer sur le terrain, les AudioMoths doivent être programmés à l'aide de l'application AudioMoth Flash App et éventuellement configurés par l'application AudioMoth Configuration App. Ces applications sont téléchargeables sur ordinateur ou smartphone.

Paramètres de configuration :

- **Fréquence d'échantillonnage** : Elle est liée à la fréquence du son émis par la cible que l'on désire enregistrer (oiseaux, chauves-souris ou autres). Il est important de définir une fréquence d'échantillonnage au minimum deux fois supérieure à la fréquence émise par la cible c'est-à-dire la fréquence Nyquist (Fischer, 2004). Ainsi, par exemple, pour enregistrer un oiseau dont la fréquence du chant est de 11 000 Hertz, il faut définir la fréquence d'échantillonnage à minimum 22 000 Hertz. L'application propose 8 fréquences d'échantillonnage exprimées en kilohertz : 8, 16, 32, 48, 96, 192, 250, 384.
- **Le gain de l'enregistrement** (degré d'amplification apporté à l'audio) : L'application présente 5 niveaux de gain : « low », « medium low », « medium », « medium high » et « high » (Hill et al., 2019). Des niveaux de gain bas permettent de limiter les bruits de fond éventuellement enregistrés. Cependant, si le gain est trop faible, le son produit par l'espèce ciblée n'est pas audible. Ainsi, le niveau de gain est généralement paramétré sur « medium » (Open Acoustic Devices, 2022).
- **Période d'enregistrement** : L'appareil peut enregistrer en continu mais des temps d'enregistrement et de veille peuvent aussi être imposés. Il est également possible de programmer un maximum de 4 périodes d'enregistrement par jour ainsi que les dates pendant lesquelles les enregistrements ont lieu.
- **Filtres** : Il est possible d'établir une gamme de fréquences, une fréquence centrale ainsi qu'une largeur de fenêtre de part et d'autre de la fréquence centrale pour cibler les sons que l'on veut enregistrer (Figure 6). On peut également déterminer un seuil d'amplitude (d'intensité) pour lequel les sons d'intensité inférieure ne seront pas enregistrés et indiquer la durée minimale qu'un son doit avoir pour être enregistré par l'appareil.

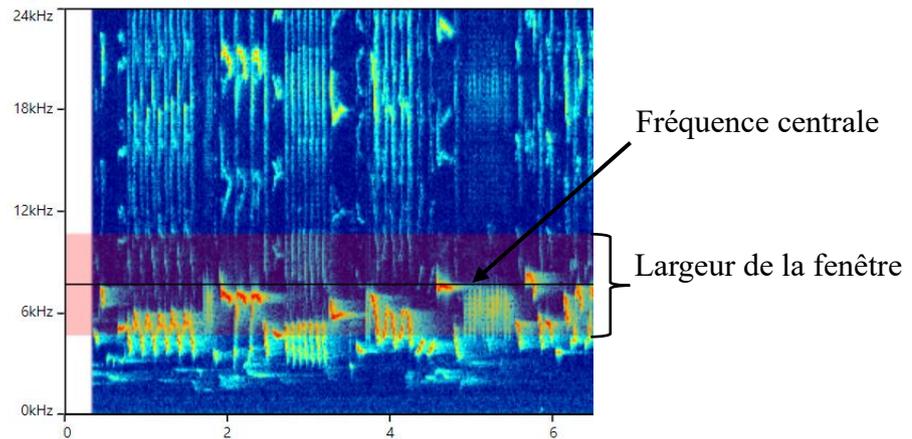


Figure 6 : Fréquence centrale et largeur de fenêtre d'une séquence audio.

- **Paramètres avancés** : mode économiseur d'énergie, utilisation de fichiers journaliers pour générer les fichiers WAV, utilisation d'une sonnerie pour commencer l'enregistrement, activation de la plage de faible gain, activation de l'interrupteur magnétique pour le démarrage différé et activation du GPS pour le réglage de l'heure.

Après la configuration, l'application indique le nombre de fichiers produits par jour et la place qu'ils occupent sur la carte sd, ainsi que la consommation énergétique des piles.

AudioMoth Time App permet de régler l'heure de l'appareil pour qu'il puisse enregistrer au moment voulu. De plus, pour éviter de transporter l'ordinateur sur le terrain, il existe une application destinée aux smartphones qui, en émettant un son, règle l'heure de l'enregistreur.

Après avoir configuré et réglé l'heure de l'appareil, l'interrupteur est placé sur « custom » pour que l'enregistrement débute. Si l'interrupteur est mis sur « default », l'appareil enregistre en continu selon les paramètres encodés par défaut sur l'application.

3.3.2 Phase test

Nous avons testé la fréquence d'échantillonnage, la largeur de la fenêtre de part et d'autre de la fréquence centrale et la sensibilité aux bruits de la route à l'aide de 6 enregistreurs dont 4 étaient placés en forêt et 2 en bord de route. Cependant, le seuil d'amplitude de 10% établi pour 5 enregistreurs était trop élevé et n'a pas permis l'enregistrement de son. Les sonogrammes obtenus par l'AudioMoth configuré avec un seuil d'amplitude de 0.001% ont été analysés avec l'application AudioMoth Play.

Cette analyse nous a permis d'identifier les paramètres optimaux pour l'enregistrement d'oiseaux, à savoir une fréquence d'échantillonnage de 48 kHz et une largeur de fenêtre de 32

échantillons (convertie en une fenêtre de fréquence par l'algorithme de Goertzel (Open Acoustic Devices, 2023)).

En ce qui concerne le seuil d'amplitude, nous avons observé qu'un seuil de 0,001 % conservait trop de bruit de fond. Par conséquent, nous avons décidé de fixer le seuil à 1 %.

3.4 Phases d'enregistrement

3.4.1 Périodes d'enregistrement et paramètres de configuration

La phase d'enregistrement des oiseaux s'est étendue du début du mois de mars à la fin du mois de mai et celle des chauves-souris du début du mois de mai au milieu du mois de juin. Au total, les oiseaux ont été enregistrés pendant 84 jours et les chauves-souris pendant 21 jours. Tous les 10-15 jours, les fichiers des AudioMoths obtenus étaient transférés sur un disque dur et les enregistreurs étaient à nouveau configurés et replacés sur le même arbre. Seules les périodes d'enregistrement changeaient pour les oiseaux (Tableau 2). Les autres paramètres fixés pour l'enregistrement des oiseaux sont restés inchangés tout le long de l'étude :

- **Fréquence d'échantillonnage** : 48kHz
- **Durée** : enregistrement : 3595 secondes ; veille : 5 secondes
- **Gamme de fréquence** : 0.5kHz-11kHz
- **Seuil d'amplitude** : 1%
- **Fréquence centrale** : 4kHz
- **Largeur de fenêtre** : 32 échantillons
- **Gain** : Medium
- **Déclencheur** : 1 seconde

Tableau 2 : Périodes d'enregistrement des oiseaux.

	01/03- 15/03	16/03- 27/03	28/03- 10/04	11/04- 22/04	23/04- 08/05	14/05- 27/05
Périodes	6h00 à 10h00	6h00 à 10h00	6h00 à 13h00 19h00 à 00h00	6h00 à 13h00	6h00 à 13h00	6h00 à 12h00 23h00 à 00h00

Pour les chauves-souris, le paramètre « Déclencheur » a été établi à une seconde pour la première phase d'enregistrement et à 0 seconde pour la deuxième phase. Les autres paramètres sont restés inchangés :

- **Période** : 20h00 à 00h00
- **Fréquence d'échantillonnage** : 250kHz
- **Durée** : enregistrement : 3595 secondes ; veille : 5 secondes
- **Gamme de fréquence** : 40kHz-125kHz
- **Seuil d'amplitude** : 1%
- **Largeur de fenêtre** : 32 échantillons
- **Gain** : Medium

3.4.2 Analyse des enregistrements :

3.4.2.1 Oiseaux

Les enregistrements d'oiseaux ont été analysés à l'aide de l'application web dynamique « BirdNET ». L'application consiste en un système de gestion de contenu avec une base de données (Kahl et al., 2021). Elle permet d'identifier les espèces d'oiseaux grâce à des informations acoustiques telles les chants et les cris. Mise sur le marché en 2018, l'application était alors capable de reconnaître 984 espèces d'oiseaux, mais une mise à jour récente (2021) lui permet aujourd'hui d'identifier 3000 espèces venant du monde entier (Wood et al., 2022). Cette identification est relativement fiable, puisque le pourcentage de détections correctement identifiées se situe entre 72 et 85% (Pérez-Granados, 2023). Elle est disponible en plusieurs versions qui peuvent être téléchargées sur smartphone ou sur ordinateur.

Dans le cadre de ce mémoire, nous avons utilisé la version « BirdNET-Analyser » téléchargeable sur ordinateur. Cette version est la plus avancée et elle permet d'analyser des enregistrements audios en grande quantité. Elle offre également la possibilité d'ajouter des filtres en plus de ceux déjà disponibles sur l'application pour smartphone. Cela permet donc d'augmenter davantage la précision de l'identification (Kahl, 2021).

Nous avons utilisé les filtres suivants :

- **Seuil de confiance minimal** (probabilité que l'identification est correcte) : 70%.
- **Gamme de fréquence** : 0.5 kHz à 11 kHz.
- **Localisation des enregistreurs** : latitude de 50° et une latitude de 6°.

Nous avons choisi un seuil minimal de confiance de 70% afin de perdre le minimum d'informations. Cependant, cela signifie qu'il y a un risque d'erreur de 30%, ce qui n'est pas négligeable. Ainsi, nous avons vérifié les espèces identifiées par l'application. Nous avons

d'abord retiré toutes les espèces pour lesquelles le nombre d'émissions sonores identifiées était inférieur ou égal à 5, toute période et tout enregistreur confondu. De cette façon, nous avons supprimé les espèces dites « de passage » comme le Milan noir par exemple. Pour 12 espèces d'oiseaux, le nombre de sons identifiés était supérieur à 5 mais la probabilité de rencontrer l'espèce dans le lieu où elle était identifiée était faible. Nous avons dès lors vérifié par écoute active les enregistrements de ces oiseaux. Au total, 37 espèces d'oiseaux ont été retirées de la base de données (Annexe 1).

Il est également possible d'ajouter une liste d'espèces prédéfinie dans laquelle l'application va prospecter mais nous avons fait le choix de ne pas en fournir au programme pour éviter d'omettre une ou l'autre espèce.

3.4.2.2 Chauves-souris

Les enregistrements de chauves-souris ont été analysés avec Kaleidoscope. Il s'agit d'un logiciel payant capable d'analyser des sons d'oiseaux, de chauves-souris et de batraciens. Nous l'avons utilisé pour identifier les chauves-souris que nous avons enregistrées. Tout comme BirdNET, des paramètres permettant d'optimiser l'identification sont disponibles. Pour l'identification des chauves-souris, seul le paramètre de localisation a été fixé : chauves-souris d'Europe. Une espèce de chauve-souris (*Tadarida teniotis*), absente en Wallonie, a été identifiée par le logiciel. Nous l'avons donc retirée de la base de données.

3.5 Traitement et analyse des données

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R studio, version 4.4.0 (RStudio Team, 2024).

Pour chacune des parcelles, le nombre total de chants de chaque espèce d'oiseaux a été calculé. Les chiffres ont été retranscrits dans une matrice des fréquences relatives (nombre de fois où une espèce a chanté au sein d'une parcelle divisé par le nombre de fois où elle a chanté sur l'ensemble des parcelles). Les colonnes de la matrice représentent les espèces et les lignes représentent les parcelles. Une matrice équivalente a été créée pour les espèces de chauves-souris.

3.5.1 Analyse de la variation de la richesse spécifique des oiseaux et des chauves selon le couvert forestier

Pour tester la variation de la richesse spécifique des oiseaux et des chauves-souris entre les catégories (mélange, feuillus, épicéas, ouvert), un test de Kruskal-Wallis est réalisé. La

fonction utilisée est *kruskal.test* avec comme variable réponse la richesse spécifique et comme variable explicative, les catégories de couvert. En cas de différence significative, un test de Dunn-Bonferroni est effectué avec la fonction *dunn_test* pour identifier les catégories qui diffèrent.

Des boîtes à moustaches de la richesse spécifique en fonction des catégories « feuillus », « mélange », « épicéas » et « ouvert » sont générées pour visualiser les résultats du test de Kruskal-Wallis.

3.5.2 Analyse de la différence de composition spécifique selon le couvert forestier

Pour analyser la variation de composition spécifique de chaque parcelle une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur la matrice des fréquences relatives des chauves-souris et celle des oiseaux avec la fonction *prcomp*. Les parcelles sont représentées sur les deux dimensions par la fonction *fvis_pca_ind*, du package *factoextra* (Mundt & Kassambara, 2020).

Afin d'appuyer les résultats obtenus par l'analyse en composantes principales, une figure synthétisant la présence et l'absence des chauves-souris et une synthétisant la présence et l'absence des oiseaux dans chaque parcelle a été réalisée avec la fonction *pheatmap*, du package *pheatmap* (Kold, 2019).

4. Résultats

4.1 Richesse spécifique et abondance des espèces

4.1.1 Richesse spécifique et abondance des oiseaux

Sur l'ensemble des parcelles, 66 espèces d'oiseaux ont été identifiées (Tableau 3). La plupart des espèces identifiées sont communes en Wallonie, comme la mésange charbonnière, le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), le pouillot véloce, le rougegorge familier (*Erithacus rubecula*), la corneille noire (*Corvus corone*), le geai des chênes, le pinson des arbres ou encore le pic noir (*Dryocopus martius*). D'autres espèces, comme la tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) et le torcol fourmiller, qui ne présente généralement qu'un passage migratoire en Wallonie, sont plus rares (Metzmacher, 2004). L'espèce la plus entendue entre mars et juin sur l'ensemble des parcelles est le troglodyte mignon avec un nombre total de 30 643 identifications, suivi du pinson des arbres avec 29 124 identifications et le pouillot véloce avec 25 555 identifications. Celles pour lesquelles le nombre d'identifications est le plus

faible sont l'alouette lulu (*Lullula arborea*), la bergeronnette grise (*Motacilla alba*) et l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) avec pour chacun 7 identifications toutes parcelles confondues.

En ce qui concerne leur classification dans la liste rouge de l'IUCN (International Union for Conservation of Nature), toutes les espèces identifiées ont un statut de « Préoccupation mineure », sauf la tourterelle des bois qui est considérée comme « Vulnérable » (IUCN, s. d.). Ces statuts peuvent être adaptés au niveau régional et sont donc différents pour la Wallonie. Par exemple, en Wallonie, la locustelle tachetée (*Locustella naevia*), le pouillot fitis (*Phylloscopus trochilus*), le gobemouche gris (*Muscicapa striata*), le torcol fourmiller, la mésange boréale (*Poecile montanus*) et le bruant des roseaux sont classés dans la catégorie « Vulnérable ». Le tarin des aulnes (*Spinus spinus*), la fauvette des jardins (*Sylvia borin*), le verdier d'Europe (*Chloris chloris*), la grive litorne (*Turdus pilaris*), le milan royal (*Milvus milvus*), le pic épeichette et le bruant jaune (*Emberiza citrinella*) ont le statut de « Quasi menacé », la tourterelle des bois, le coucou gris et le pipit farlouse sont « En danger ». La tendance des effectifs des populations au niveau wallon (mesurée entre 2008 et 2018) varie également entre chaque espèce. On constate que l'effectif de près de la moitié des espèces identifiées est en diminution (Tableau 1).

Tableau 3 : Liste des espèces d'oiseaux identifiées dans 17 parcelles localisées en Haute Ardenne. Les espèces sont classées par ordre décroissant de nombre d'occurrences et pour chacune d'elle, l'évolution des effectifs de l'espèce en Wallonie entre 2008 et 2018 (↗ : en augmentation ; ↘ : en diminution ; = : stable ; - : pas d'information) et le statut selon la Liste rouge des oiseaux nicheurs en Wallonie (LC : Préoccupation mineure ; NT : Quasi menacé ; EN : En danger ; VU : Vulnérable) sont indiqués (Paquet et al., 2021a).

Nom commun	Nom latin	Nombre d'occurrences	Evolution des effectifs (2008-2018)	Statut en Wallonie
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	30643	=	LC
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	29124	=	LC
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	25555	=	LC
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	21645	↗	LC
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	16373	↘	VU
Roitelet triple-bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	14148	↘	LC
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	10866	=	LC
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	9858	↘	LC
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	9858	↘	LC
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	9198	=	LC
Tarin des aulnes	<i>Spinus spinus</i>	8315	↗	NT
Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	7261	↘	VU

Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	6350	↘	LC
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	5776	↘	NT
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	5345	=	LC
Pouillot siffleur	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	4241	↘	LC
Rougequeue à front blanc	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	4184	=	LC
Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	3699	=	LC
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i>	3335	↘	LC
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>	3252	=	LC
Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	2713	↘	LC
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	2139	↗	LC
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	1483	↘	LC
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>	1104	↘	LC
Pic noir	<i>Dryocopus martius</i>	1085	=	LC
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	1031	↘	LC
Verdier d'Europe	<i>Chloris chloris</i>	1030	↘	NT
Fauvette grisette	<i>Curruca communis</i>	896	↗	LC
Bouvreuil pivoine	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	833	↗	LC
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	823	=	LC
Gros-bec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	806	=	LC
Grive mauvis	<i>Turdus iliacus</i>	579	-	-
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	488	=	LC
Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	464	↘	VU
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	433	↘	LC
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	421	↘	EN
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	407	↘	LC
Torcol fourmilier	<i>Jynx torquilla</i>	339	↗	VU
Tarier pâtre	<i>Saxicola rubicola</i>	336	↗	LC
Mésange boréale	<i>Poecile montanus</i>	284	↘	VU
Pinson du Nord	<i>Fringilla montifringilla</i>	282	-	-
Orite à longue queue	<i>Aegithalos caudatus</i>	160	↘	LC
Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	137	↘	EN
Grive litorne	<i>Turdus pilaris</i>	97	↗	NT
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	86	↗	NT
Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	81	↘	LC
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>	76	↘	LC
Fauvette babillarde	<i>Curruca curruca</i>	68	↘	LC
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	43	↘	LC
Pie-grièche écorcheur	<i>Lanius collurio</i>	36	↗	LC
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	28	↗	LC
Pic mar	<i>Dendrocopos medius</i>	25	↗	LC
Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>	19	↘	EN

Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	17	↘	LC
Pic épeichette	<i>Dryobates minor</i>	15	↘	NT
Bruant des roseaux	<i>Emberiza schoeniclus</i>	13	↘	VU
Bruant jaune	<i>Emberiza citrinella</i>	13	↘	NT
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	12	=	LC
Hypolaïs polyglotte	<i>Hippolais polyglotta</i>	11	↗	LC
Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>	10	=	LC
Pic vert	<i>Picus viridis</i>	9	↗	LC
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	9	↗	LC
Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>	8	-	-
Alouette lulu	<i>Lullula arborea</i>	7	↗	LC
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	7	=	LC
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>	7	=	LC

La richesse spécifique la plus élevée a été observée dans la parcelle 17, parcelle de couvert « Mélange » (50 espèces identifiées) et la plus faible dans la parcelle 13, parcelle de couvert « Epicéas » (21 espèces identifiées) (Figure 7).

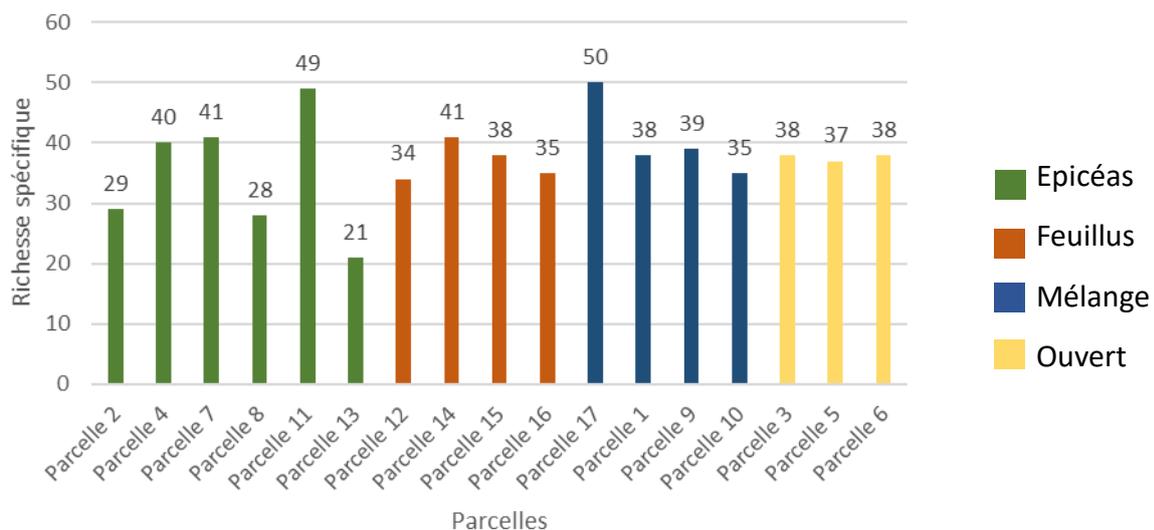


Figure 7 : Richesse spécifique des oiseaux par parcelle.

4.1.2 Richesse spécifique et abondance des chiroptères

Sur les 21 espèces recensées en Wallonie, 12 ont été identifiées sur les parcelles étudiées (Tableau 4). Parmi les espèces identifiées, c'est la pipistrelle commune qui a été le plus enregistrée (178 occurrences). La noctule commune a été enregistrée 22 fois et les autres

espèces l'ont été moins de 10 fois. Cependant, les enregistreurs ont détecté 403 émissions sonores de chauves-souris pour lesquelles le logiciel n'a pas reconnu les espèces.

A part la barbastelle d'Europe, qui a le statut de « Quasi menacée » dans la liste rouge de l'IUCN, toutes les espèces identifiées sont de « Préoccupation mineure » au niveau mondial (Paquet et al., 2021b). En Wallonie, le statut diffère pour certaines espèces : la barbastelle d'Europe est considérée « En danger », la sérotine commune (*Eptesicus serotinus*), le murin de Daubenton (*Myotis daubentonii*), la noctule de Leisler et la pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*) sont quasi menacées et la noctule commune et le grand murin (*Myotis myotis*) sont classés « Vulnérables » (Tableau 4).

Tableau 4 : Liste des espèces de chiroptères identifiées dans 17 parcelles localisées en Haute Ardenne. Les espèces sont classées par ordre décroissant de nombre d'occurrences et pour chacune d'elle, l'évolution des effectifs de l'espèce en Wallonie en 2019 sur base de l'indice calculé pour la période 2004-2016 (↗ : en augmentation ; ↘ : en diminution ; = : stable ; - : pas d'information) et le statut selon la Liste rouge des chauves-souris en Wallonie (LC : Préoccupation mineure ; NT : Quasi menacé ; EN : En danger ; VU : Vulnérable) sont indiqués (Paquet, et al., 2021b).

Nom commun	Nom latin	Nombre d'occurrences	Tendance	Statut en Wallonie
Pipistrelle commune	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	178	↗	LC
Noctule commune	<i>Nyctalus noctula</i>	22	-	VU
Oreillard roux	<i>Plecotus auritus</i>	8	↗	LC
Pipistrelle de Nathusius	<i>Pipistrellus nathusii</i>	7	-	NT
Sérotine commune	<i>Eptesicus serotinus</i>	2	-	NT
Murin à moustache	<i>Myotis mystacinus</i>	2	↗	LC
Noctule de Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	2	-	NT
Barbastelle d'Europe	<i>Barbastella barbastellus</i>	1	↗	EN
Murin de Daubenton	<i>Myotis daubentonii</i>	1	=	NT
Grand murin	<i>Myotis myotis</i>	1	↗	VU
Murin de Natterer	<i>Myotis nattereri</i>	1	↗	LC
Sérotine bicolore	<i>Vespertilio murinus</i>	1	-	-

Le maximum d'espèces enregistrées dans une parcelle est 4. Parmi les 4 parcelles pour lesquelles 4 espèces ont été identifiées, 2 ont un couvert « Ouvert » (parcelle 3 et 5) et 2 ont un couvert « Feuillus » (parcelles 12 et 16). Aucune espèce n'a été identifiée dans la parcelle 2 de couvert « Epicéas » (Figure 8).

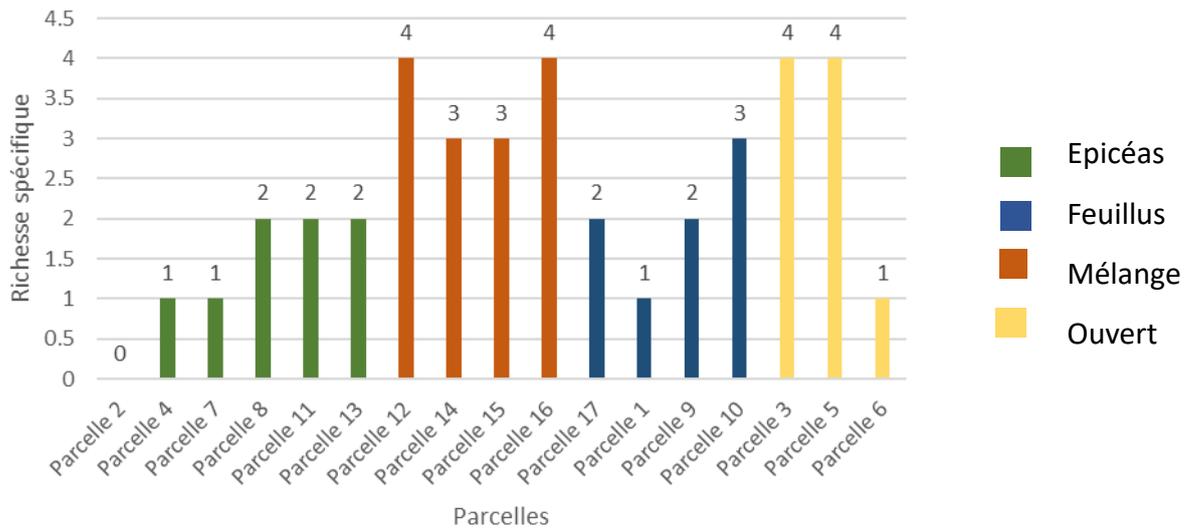


Figure 8 : Richesse spécifique des chauves-souris par parcelle.

4.2 Richesse spécifique et abondance relative dans les parcelles étudiées

4.2.1 Richesse spécifique et abondance relative des oiseaux dans les parcelles étudiées

Il n'y a pas de différence significative de la richesse spécifique entre les différents couverts (ouvert, feuillus, épicéas, mélange, $p=0.8383$) (Figure 9).

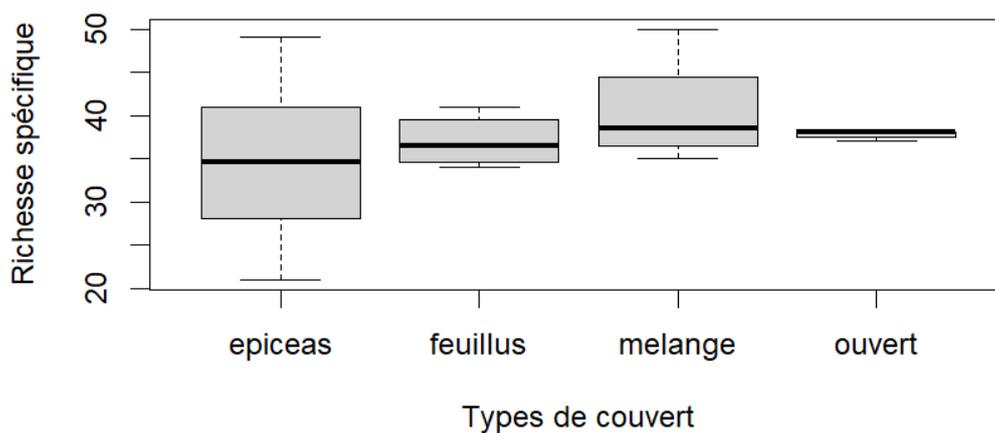


Figure 9 : Richesse spécifique d'oiseaux par type de couvert (épicéas $n=6$; feuillus $n=4$; mélange $n=4$; ouvert $n=3$). La ligne noire horizontale qui sépare une boîte est la médiane. Les extrémités des boîtes représentées par un segment horizontal indiquent les valeurs minimales et maximales du nombre d'espèces. L'extrémité supérieure et l'extrémité inférieure de la boîte correspondent respectivement au 3^{ème} et au 1^{er} quartile.

En ce qui concerne les espèces, beaucoup d'entre elles ont été identifiées dans la plupart des parcelles (Figure 10). Par exemple, le gros-bec casse-noyaux (*Coccothraustes*

coccothraustes), la grive draine (*Turdus viscivorus*), et le roitelet triple-bandeau (*Regulus ignicapilla*) ont été identifiés dans toutes les parcelles. La buse variable (*Buteo buteo*) a été identifiée partout sauf dans la parcelle 16 et la mésange huppée (*Lophophanes cristatus*) a été identifiée partout à l'exception de la parcelle 5. Certaines espèces, comme le gobemouche gris n'ont été identifiées dans aucune parcelle de couvert « Ouvert » mais bien dans certaines parcelles à couvert « Feuillus », « Mélange » et « Epicéa ». Le bruant des roseaux n'a été identifié que dans les milieux de couvert « Ouvert ». L'hypolaïs polyglotte (*Hippolais polyglotta*) n'a été enregistré que dans la parcelle 17 (couvert « Mélange »). Pour ce qui est des autres espèces, celles identifiées dans des parcelles de couvert « Feuillus » étaient également identifiées dans des parcelles de couvert « Epicéas » et « Mélange ».

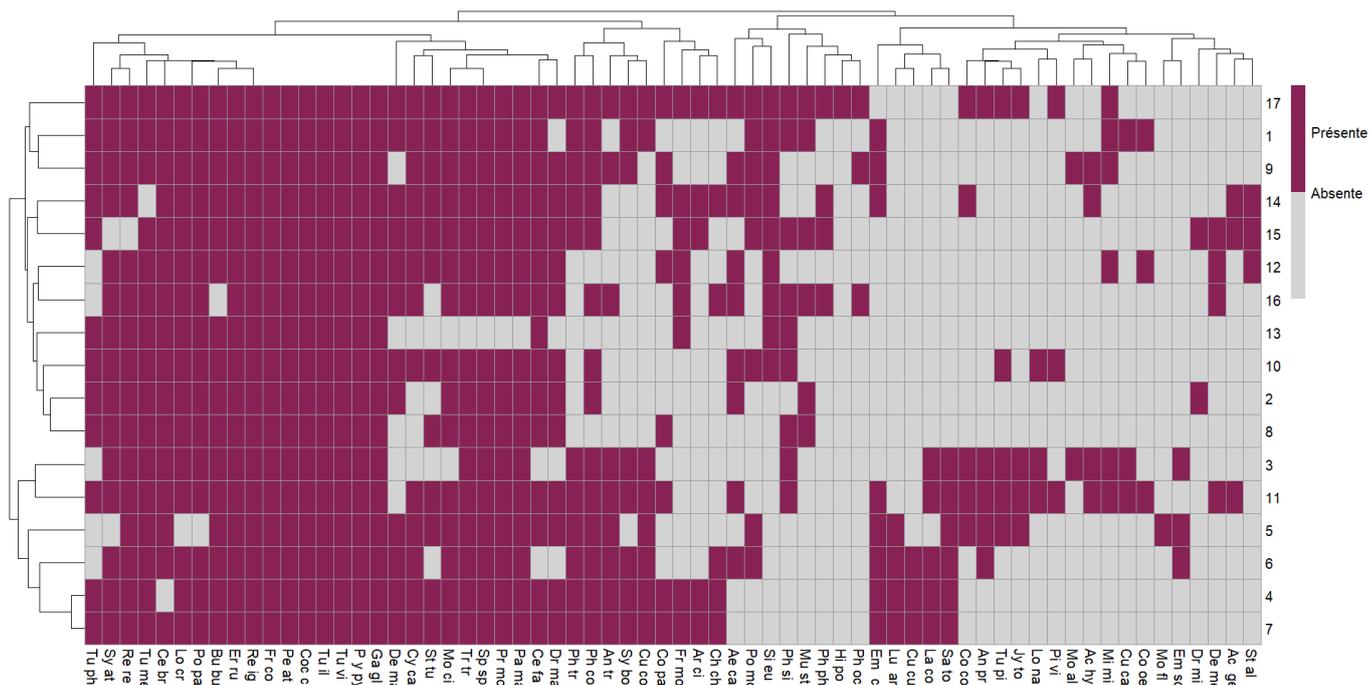


Figure 10 : Vue synthétique de la présence (violet) ou absence (gris) de chaque espèce d'oiseaux dans chaque parcelle. Les numéros des parcelles sont indiqués sur le côté droit de la figure et les espèces apparaissent en bas de la figure. Le dendrogramme à gauche de la figure regroupe les parcelles en fonction de leur composition spécifique et le dendrogramme en haut de la figure regroupe les espèces en fonction des parcelles dans lesquelles elles ont été identifiées.

Tr tr=Troglodytes troglodytes, *Fr co*=Fringilla coelebs, *Ph co*=Phylloscopus collybita, *Pe at*=Periparus ater, *Lo na*=Locustella naevia, *Re ig*=Regulus ignicapilla, *Er ru*= Erithacus rubecula, *Tur*=Turdus viscivorus, *Re re*= Regulus regulus, *An tr*=Anthus trivialis, *Sp sp*=Spinus spinus, *Ph tr*=Phylloscopus trochilus, *Pa ma*=Parus major, *Sy bo*= Sylvia borin, *Pr mo*=Prunella modularis, *Ph si*= Phylloscopus sibilatrix, *Ph ph*= Phoenicurus phoenicurus, *Ce br*=Certhia brachydactyla, *Lo cr*=Lophophanes cristatus, *Dr fa*=Certhia familiaris, *Si eu*=Sitta europaea, *Si at*=Sylvia atricapilla, *Cy ca*=Cyanistes caeruleus, *Po pa*=Poecile palustris, *Dr ma*=Dryocopus martius, *Tu ph*=Turdus philomelos, *Ch ch*=Chloris chloris, *Cu co*= Curruca communis, *Pp*=Pyrrhula pyrrhula, *Ga gl*=Garrulus glandarius, *Coc coc*=Coccothraustes coccothraustes, *Tu il*= Turdus iliacus, *De ma*=Dendrocopos major, *Mu st*=Muscicapa striata, *Bu bu*=Buteo buteo, *St tu*=Streptopelia turtur, *Tu me*=Turdus merula, *Jy to*=Jynx torquilla, *Sa to*=Saxicola torquata, *Fr mo*=Fringilla montifringilla, *Ae ca*=Aegithalos caudatus, *An pr*=Anthus pratensis, *Tu pi*=Turdus pilaris, *Mi mi*=Mylvus milvus, *St al*=Strix aluco, *Mo ci*=Motacilla cinerea, *Cu cu*=Curruca curruca, *Co co*=Corvus corone, *La co*=Lanius collurio, *Co pa*=Columba palumbus, *De me*=Dendrocopos medius, *Cu ca*=Cuculus canorus, *Mo fl*=Motacilla flava, *Dr mi*=Dryobates minor, *Em sc*=Emberiza schoeniclus, *Em ci*=Emberiza citrinella, *Ar ci*=Ardea cinerea, *Hi po*=Hippolais polyglotta, *Ph oc*=Phoenicurus ochruros, *Pi vi*=Picus viridis, *Co oe*=Columba oenas, *Ac hy*=Actitis hypoleucos, *Lullula arborea*, *Ac ge*=Accipiter gentilis, *Mo al*=Motacilla alba

Cependant, si beaucoup d'espèces ont été entendues dans beaucoup de parcelles, la fréquence relative du chant de celles-ci varie entre les parcelles (Tableau 5). Par exemple, la majorité des sons émis par le pic mar, le pinson du nord (*Fringilla montifringilla*), et la mésange charbonnière a été enregistrée dans des parcelles de couvert « Feuillus ». Le bouvreuil pivoine (*Pyrrhula pyrrhula*), la mésange boréale et la fauvette des jardins ont été le plus entendus dans les parcelles à couvert « Mélange », l'orite à longue queue (*Aegithalos caudatus*) et le tarier pâtre dans les parcelles de couvert « Ouvert » et le rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*) dans une parcelle de couvert « Feuillus ».

Tableau 5 : Nombre d'enregistrements de sons (N) de chaque espèce d'oiseau par parcelle (en rouge) et fréquence relative (%) du nombre d'occurrences de chaque espèce d'oiseaux par parcelle (nombre d'occurrences par parcelle / nombre d'occurrences sur l'ensemble des parcelles *100, en noir).

		Ouvert			Mélange				Feuillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Accenteur mouchet	N	120	1	620	2077	7	9	407	1	5	1	7	77	1843	7	152	0	11
	%	2.2	0.0	11.6	38.9	0.1	0.2	7.6	0.0	0.1	0.0	0.1	1.4	34.5	0.1	2.8	0.0	0.2
Alouette lulu	N	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0
	%	0.0	14.3	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	57.1	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Autour des palombes	N	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	1	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.9	42.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.3	0.0	0.0
Bergeronnette des ruisseaux	N	0	1	6	8	4	3	2	1	24	2	8	2	9	3	1	0	2
	%	0.0	1.3	7.9	10.5	5.3	3.9	2.6	1.3	31.6	2.6	10.5	2.6	11.8	3.9	1.3	0.0	2.6
Bergeronnette grise	N	3	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	42.9	0.0	0.0	57.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bergeronnette printanière	N	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bouvreuil pivoine	N	1	18	5	67	209	173	167	4	22	4	16	4	13	14	13	71	32
	%	0.1	2.2	0.6	8.0	25.1	20.8	20.0	0.5	2.6	0.5	1.9	0.5	1.6	1.7	1.6	8.5	3.8
Bruant des roseaux	N	3	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	23.1	46.2	30.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bruant jaune	N	0	1	2	3	0	1	0	1	0	0	0	2	1	0	2	0	0
	%	0.0	7.7	15.4	23.1	0.0	7.7	0.0	7.7	0.0	0.0	0.0	15.4	7.7	0.0	15.4	0.0	0.0
Buse variable	N	4	24	5	26	137	47	23	27	90	0	14	4	4	2	10	5	11
	%	0.9	5.5	1.2	6.0	31.6	10.9	5.3	6.2	20.8	0.0	3.2	0.9	0.9	0.5	2.3	1.2	2.5
Chevalier guignette	N	1	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0
	%	12.5	0	0	25	0	0	0	37.5	0	0	0	0	0	0	25	0	0
Chouette hulotte	N	0	0	0	0	0	0	0	15	16	0	50	0	0	0	0	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.5	19.8	0.0	61.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corneille noire	N	1	1	0	0	0	0	33	7	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	%	2.3	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	76.7	16.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0

Tableau 5-Suite (2)

		Ouvert			Mélange				Feuillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Coucou gris	N	10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
	%	52.6	0.0	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.1	0.0
Fauvette à tête noire	N	24	0	33	349	17	831	404	28	0	7	6	2	48	199	27	11	153
	%	1.1	0.0	1.5	16.3	0.8	38.8	18.9	1.3	0.0	0.3	0.3	0.1	2.2	9.3	1.3	0.5	7.2
Fauvette babillarde	N	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	46	11	0	0	0	
	%	0.0	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	67.6	16.0	0.0	0.0	0.0
Fauvette des jardins	N	221	0	24	1	0	3	3560	0	0	0	0	1722	24	0	221	0	0
	%	3.8	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	61.6	0.0	0.0	0.0	0.0	29.8	0.4	0.0	3.8	0.0	0.0
Fauvette grisette	N	21	6	255	0	0	1	2	0	0	0	345	252	0	14	0	0	
	%	2.3	0.7	28.5	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	38.5	28.1	0.0	1.6	0.0	0.0	
Geai des chênes	N	3	1	4	6	25	147	86	93	65	3	150	102	3	3	102	16	14
	%	0.4	0.1	0.5	0.7	3.0	17.9	10.4	11.3	7.9	0.4	18.2	12.4	0.4	0.4	12.4	1.9	1.7
Gobemouche gris	N	0	0	0	0	0	5	224	0	4	224	0	0	0	5	0	0	2
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	48.3	0.0	0.9	48.3	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.4
Grimpereau des bois	N	0	9	0	4	7	51	35	145	591	218	1125	786	111	4	152	6	8
	%	0.0	0.3	0.0	0.1	0.2	1.6	1.1	4.5	18.2	6.7	34.6	24.2	3.4	0.1	4.7	0.2	0.2
Grimpereau des jardins	N	26	148	10	18	29	31	150	283	460	2031	413	0	50	15	28	2	5
	%	0.7	4.0	0.3	0.5	0.8	0.8	4.1	7.7	12.4	54.9	11.2	0.0	1.4	0.4	0.8	0.1	0.1
Grive draine	N	132	1	9	30	227	749	229	102	482	912	5276	8	363	103	1180	36	19
	%	1.3	0.0	0.1	0.3	2.3	7.6	2.3	1.0	4.9	9.3	53.5	0.1	3.7	1.0	12.0	0.4	0.2
Grive litorne	N	8	73	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	0	9	0	0	
	%	8.2	75.3	0.0	0.0	2.1	0.0	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.3	0.0	0.0	
Grive mauvis	N	86	1	21	26	164	6	50	11	21	81	20	25	15	28	6	6	12
	%	14.9	0.2	3.6	4.5	28.3	1.0	8.6	1.9	3.6	14.0	3.5	4.3	2.6	4.8	1.0	1.0	2.1
Grive musicienne	N	0	0	0	213	10	200	67	3	15	0	0	221	5	7	3	234	53
	%	0.0	0.0	0.0	20.7	1.0	19.4	6.5	0.3	1.5	0.0	0.0	21.4	0.5	0.7	0.3	22.7	5.1
Gros-bec casse-noyaux	N	2	11	6	61	17	6	57	64	63	45	376	14	6	26	18	24	10
	%	0.2	1.4	0.7	7.6	2.1	0.7	7.1	7.9	7.8	5.6	46.7	1.7	0.7	3.2	2.2	3.0	1.2

Tableau 5-Suite (3)

		Ouvert			Mélange				Feuillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Héron cendré	N	0	0	0	0	0	0	3	3	1	0	0	1	4	0	0	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.0	25.0	8.3	0.0	0.0	8.3	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Hypolaïs polyglotte	N	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Locustelle tachetée	N	8329	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8043	0	0
	%	50.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.1	0.0	0.0
Merle noir	N	9	2	32	14	52	41	38	0	2	21	2	11	17	3	37	23	103
	%	2.2	0.5	7.9	3.4	12.8	10.1	9.3	0.0	0.5	5.2	0.5	2.7	4.2	0.7	9.1	5.7	25.3
Mésange bleue	N	0	2	9	2	286	81	76	168	373	216	241	8	8	0	13	0	0
	%	0.0	0.1	0.6	0.1	19.3	5.5	5.1	11.3	25.2	14.6	16.3	0.5	0.5	0.0	0.9	0.0	0.0
Mésange boréale	N	0	41	1	2	15	18	195	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	0.0	14.4	0.4	0.7	5.3	6.3	68.7	2.8	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mésange charbonnière	N	6	326	291	117	147	146	409	242	59	95	280	3903	147	3	168	0	11
	%	0.1	5.1	4.6	1.8	2.3	2.3	6.4	3.8	0.9	1.5	4.4	61.5	2.3	0.0	2.6	0.0	0.0
Mésange huppée	N	22	0	10	451	94	586	731	20	61	12	352	3	143	73	422	45	310
	%	0.7	0.0	0.3	13.5	2.8	17.6	21.9	0.6	1.8	0.4	10.6	0.1	4.3	2.2	12.7	1.3	9.3
Mésange noire	N	490	15	673	1273	6046	3041	347	253	388	1416	2836	171	696	989	1640	534	837
	%	2.3	0.1	3.1	5.9	27.9	14.0	1.6	1.2	1.8	6.5	13.1	0.8	3.2	4.6	7.6	2.5	3.9
Mésange nonnette	N	2	0	5	35	36	17	57	104	277	155	385	1	3	1	16	4	6
	%	0.2	0.0	0.5	3.2	3.3	1.5	5.2	9.4	25.1	14.0	34.9	0.1	0.3	0.1	1.4	0.4	0.5
Milan royal	N	3	0	0	2	0	1	2	0	0	0	52	0	0	0	26	0	0
	%	3.5	0.0	0.0	2.3	0.0	1.2	2.3	0.0	0.0	0.0	60.5	0.0	0.0	0.0	30.2	0.0	0.0
Orite à longue queue	N	0	0	78	4	60	0	7	1	0	2	2	0	0	0	2	0	4
	%	0.0	0.0	48.8	2.5	37.5	0.0	4.4	0.6	0.0	1.3	1.3	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	2.5
Pic épeiche	N	0	1	1	0	2	14	9	68	78	21	24	250	2	0	0	0	18
	%	0.0	0.2	0.2	0.0	0.4	2.9	1.8	13.9	16.0	4.3	4.9	51.2	0.4	0.0	0.0	0.0	3.7
Pic épeichette	N	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	4
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	73.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.7

Tableau 5-Suite (4)

		Ouvert			Mélange				Feuillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Pic mar	N	0	0	0	0	0	0	0	0	17	3	4	0	0	0	1	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	68.0	12.0	16.0	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0
Pic noir	N	0	15	0	412	14	0	33	97	418	12	6	2	16	22	37	0	1
	%	0.0	1.4	0.0	38.0	1.3	0.0	3.0	8.9	38.5	1.1	0.6	0.2	1.5	2.0	3.4	0.0	0.1
Pic vert	N	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	22.2	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	55.6	0.0	0.0
Pie-grièche écorcheur	N	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	26	1	0	4	0	0	
	%	11.1	0.0	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	72.2	2.8	0.0	11.1	0.0	0
Pigeon colombin	N	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	0.0	0.0	0.0	11.1	0.0	0.0
Pigeon ramier	N	0	0	0	3	0	0	1	6	0	0	2	6	1	1	8	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	10.7	0.0	0.0	3.6	21.4	0.0	0.0	7.1	21.4	3.6	3.6	28.6	0.0	0.0
Pinson des arbres	N	311	5867	34	463	434	966	1090	444	644	9786	792	149	2153	2516	743	1633	1099
	%	1.1	20.1	0.1	1.6	1.5	3.3	3.7	1.5	2.2	33.6	2.7	0.5	7.4	8.6	2.6	5.6	3.8
Pinson du Nord	N	0	0	0	0	0	0	26	7	150	50	38	2	6	0	0	3	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.2	2.5	53.2	17.7	13.5	0.7	2.1	0.0	0.0	1.1	0.0
Pipit des arbres	N	5657	45	1919	1200	0	0	15	0	0	120	0	2	1	0	239	0	0
	%	61.5	0.5	20.9	13.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0
Pipit farlouse	N	54	61	15	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
	%	39.4	44.5	10.9	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	0.0	0.0
Pouillot fitis	N	144	341	135	8	0	33	6338	2	2	0	0	100	76	0	82	0	0
	%	2.0	4.7	1.9	0.1	0.0	0.5	87.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.0	0.0	1.1	0.0	0.0
Pouillot siffleur	N	1	0	0	0	14	117	714	0	2494	894	0	0	0	5	1	1	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	2.8	16.8	0.0	58.8	21.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
Pouillot véloce	N	181	4	5026	9499	1110	5281	3715	19	2	23	0	2	640	0	19	0	34
	%	0.7	0.0	19.7	37.2	4.3	20.7	14.5	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	2.5	0.0	0.1	0.0	0.1
Roitelet huppé	N	34	28	22	4160	222	50	198	2	0	41	250	28	436	704	989	1375	1319
	%	0.3	0.3	0.2	42.2	2.3	0.5	2.0	0.0	0.0	0.4	2.5	0.3	4.4	7.1	10.0	13.9	13.4

Tableau 5-Suite (5)

		Ouvert			Mélange				Feuillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Roitelet triple-bandeau	N	18	3	5	1752	358	244	125	16	82	149	1781	22	3211	4547	976	270	589
	%	0.1	0.0	0.0	12.4	2.5	1.7	0.9	0.1	0.6	1.1	12.6	0.2	22.7	32.1	6.9	1.9	4.2
Rougegorge familier	N	29	4	1341	1026	274	551	1417	43	59	56	1469	4	386	1313	1787	350	757
	%	0.3	0.0	12.3	9.4	2.5	5.1	13.0	0.4	0.5	0.5	13.5	0.0	3.6	12.1	16.4	3.2	7.0
Rougequeue à front blanc	N	0	0	0	0	0	0	1	2	4180	1	0	0	0	0	0	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	99.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Rougequeue noir	N	0	0	0	2	0	0	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	20	0	0	10	0	0	70	0	0	0	0	0	0	0
Sittelle torchepot	N	0	0	0	79	1	1	113	207	458	211	1637	0	0	0	0	6	0
	%	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	4.2	7.6	16.9	7.8	60.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
Tariet pâtre	N	210	3	90	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	26	0	0
	%	62.5	0.9	26.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	1.8	0.0	7.7	0.0	0.0
Tarin des aulnes	N	10	27	12	86	21	24	19	11	2	6	4	8043	11	12	11	0	16
	%	0.1	0.3	0.1	1.0	0.3	0.3	0.2	0.1	0.0	0.1	0.0	96.7	0.1	0.1	0.1	0.0	0.2
Torcol fourmilier	N	101	4	0	0	0	0	134	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
	%	29.8	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	39.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	29.5	0.0	0.0
Tourterelle des bois	N	0	158	0	80	4	14	18	2	2	0	6	83	1	48	5	0	0
	%	0.0	37.5	0.0	19.0	1.0	3.3	4.3	0.5	0.5	0.0	1.4	19.7	0.2	11.4	1.2	0.0	0.0
Troglodyte mignon	N	60	158	100	6447	2511	4824	70	302	56	203	2109	19	12331	2	1073	0	378
	%	0.2	0.5	0.3	21.0	8.2	15.7	0.2	1.0	0.2	0.7	6.9	0.1	40.2	0.0	3.5	0.0	1.2
Verdier d'Europe	N	0	0	1	0	0	0	2	2	0	6	0	1018	1	0	0	0	0
	%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0	0.6	0.0	98.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

4.2.2 Richesse spécifique et abondance relative des chauves-souris dans les parcelles étudiées

La richesse spécifique des chauves-souris est significativement plus faible dans les parcelles sous couvert d'épicéas, comparé aux parcelles feuillues et ouvertes (Figure 11).

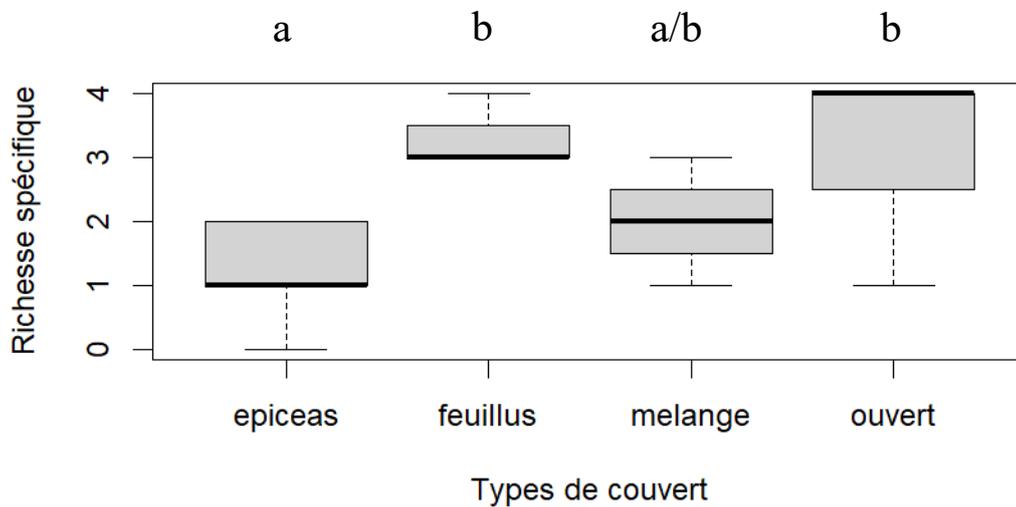


Figure 11 : Nombre d'espèces de chauves-souris par type de couvert (épicéas n=6 ; feuillus n=4 ; mélange n= 4 ; ouvert n=3). La ligne noire horizontale qui sépare une boîte est la médiane. Les extrémités des boîtes représentées par un segment horizontal indiquent les valeurs minimales et maximales du nombre d'espèces. L'extrémité supérieure et l'extrémité inférieure d'une boîte correspondent respectivement au 3^{ème} et au 1^{er} quartile. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives ($p < 0.05$).

Pour ce qui est des espèces, beaucoup d'entre elles ont été identifiées dans moins de 4 parcelles. La pipistrelle commune a quant à elle été identifiée dans 12 parcelles et la noctule commune a été enregistrée dans 8 parcelles. La sérotine bicolore (*Vespertilio murinus*), le murin de Natterer (*Myotis nattereri*), le murin de Daubenton, la barbastelle d'Europe et le grand murin (*Myotis myotis*) ont chacun été enregistrés dans une seule parcelle (Figure 12).

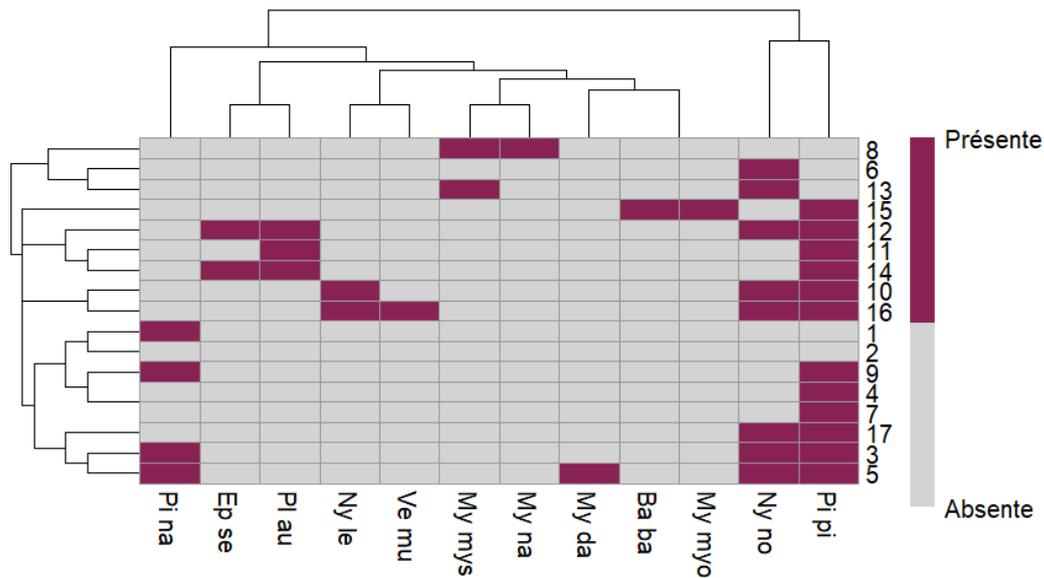


Figure 12 : Vue synthétique de la présence (violet) ou absence (gris) de chaque espèce de chiroptère dans chaque parcelle. Les numéros des parcelles sont indiqués sur le côté droit de la figure et les espèces apparaissent en bas de la figure. Le dendrogramme à gauche de la figure regroupe les parcelles en fonction de leur composition spécifique et le dendrogramme en haut de la figure regroupe les espèces en fonction des parcelles dans lesquelles elles ont été identifiées.

Pi na=*Pipistrellus nathusii*, *Ep se*=*Eptesicus serotinus*, *Pl au*=*Plecotus auritus*, *Ny le*=*Nyctalus leisleri*, *Ve mu*=*Vespertilio murinus*, *My mys*=*Myotis mystacinus*, *My nat*=*Myotis nattereri*, *My da*=*Myotis daubentonii*, *Ba ba*=*Barbastella barbastellus*, *My myo*=*Myotis myotis*, *Ny no*=*Nyctalus noctula*, *Pi pi*=*Pipistrellus pipistrellus*

En ce qui concerne les espèces qui ont été identifiées dans plus d'une parcelle, la sérotine commune a été exclusivement enregistrée dans des parcelles de couvert « Feuillus » et le murin à moustache (*Myotis mystacinus*) dans des parcelles de couvert « Epicéas ». La pipistrelle de Nathusius et la noctule commune ont surtout été enregistrées dans des parcelles de type « Ouvert » et l'oreillard roux dans des parcelles de type « Feuillus » (Tableau 6).

Tableau 6 : Nombre d'enregistrements de sons (N) de chaque espèce de chauve-souris par parcelle (en rouge) et fréquence relative (%) du nombre d'occurrences de chaque espèce de chauves-souris par parcelle (nombre d'occurrences par parcelle / nombre d'occurrences sur l'ensemble des parcelles *100, en noir).

		Ouvert			Mélange				Feuillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Barbastelle d'Europe	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
Sérotine commune	N	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0
Murin de Daubenton	N	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grand murin	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0
Murin à moustache	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	50
Murin de Natterer	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Grande noctule	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Noctule de Leisler	N	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0
Noctule commune	N	3	3	8	0	0	1	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2
	%	13.6	13.6	36.4	0.0	0.0	4.5	13.6	4.5	0.0	0.0	4.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1
Pipistrelle de Nathusius	N	3	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	%	42.9	42.9	0.0	14.3	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau 6-Suite (2)

		Ouvert			Mélange				Feillus				Epicéas					
		3	5	6	1	9	10	17	12	14	15	16	2	4	7	8	11	13
Pipistrelle commune	N	17	12	0	0	22	2	6	17	3	34	8	0	6	36	0	15	0
	%	9.6	6.7	0.0	0.0	12.4	1.1	3.4	9.6	1.7	19.1	4.5	0.0	3.4	20.2	0.0	8.4	0.0
Oreillard roux	N	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	2	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	37.5	37.5	0	0	0	0	0	0	25	0
Sérotine bicolore	N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0

4.3 Variation de la composition spécifique en fonction du couvert végétal

4.3.1 Variation de la composition en espèces d'oiseaux en fonction du couvert végétal

L'analyse en composantes principales réalisée sur la matrice des fréquences relatives des espèces d'oiseaux représente les parcelles selon leur composition spécifique (Figure 13). Les 2 premières composantes expliquent ensemble 30.3% de la variabilité des parcelles, la première en explique 16.5 et la deuxième 13.8.

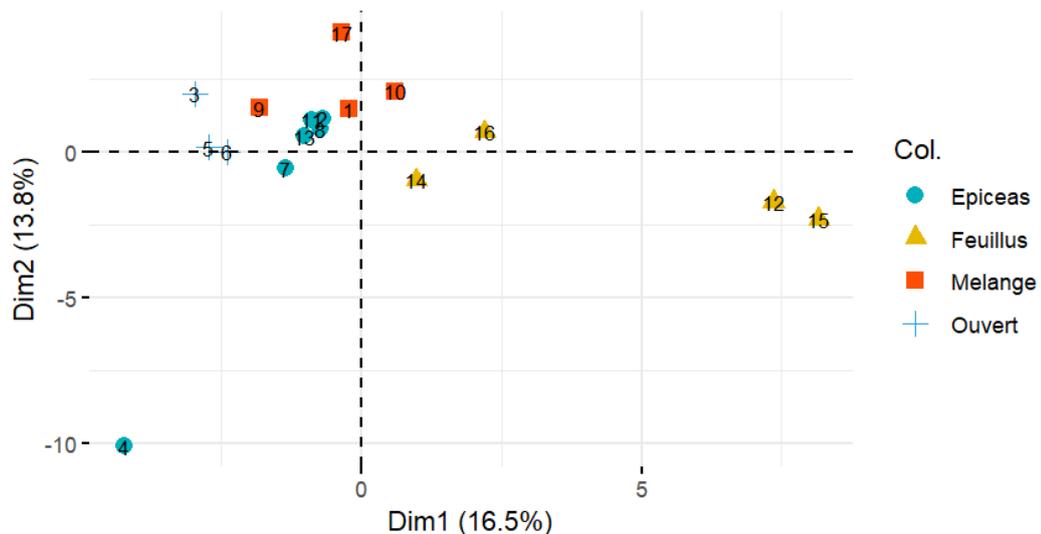


Figure 13 : Répartition des 17 parcelles sur les 2 premières composantes d'une ACP réalisée sur la matrice des fréquences relatives (calculées sur base des occurrences de son) des espèces d'oiseaux par parcelle. Plus les symboles des parcelles sont proches dans l'espace, plus la composition spécifique de ces parcelles est similaire. Les coordonnées de chaque parcelle sur les 2 premières dimensions de l'ACP sont indiquées à l'Annexe 2.

L'analyse en composantes principales montre un groupement de la composition en espèces d'oiseaux en fonction du couvert végétal. Les parcelles de couvert « Ouvert » sont regroupées le long de l'axe 2 et se distinguent des autres parcelles. Les parcelles d'écépées se regroupent également le long de l'axe 2 (sauf la parcelle 4 qui se distingue des autres), où on trouve aussi les parcelles sous couvert « Mélange ». Cependant, ces parcelles sous mélange d'essences montrent une discrimination le long de l'axe 1 par rapport aux autres parcelles. Les parcelles sous feuillus se trouvent le long de l'axe 2 et l'analyse indique une composition similaire pour les parcelles 12 et 15, nettement distinctes de toutes les autres parcelles.

4.3.2 Variation de la composition en espèces de chauves-souris en fonction du couvert végétal

Les deux premières composantes de l'analyse en composantes principales réalisée sur la matrice des fréquences relatives des chauves-souris expliquent 38.3% de la variabilité des parcelles en termes de composition d'espèces. La première composante explique 19.9% et la deuxième explique 18.4% (Figure 14). La parcelle 15 se distingue par sa composition en espèces différentes des autres parcelles qui s'explique par la présence de *Barbastella barbastellus* et *Myotis myotis* (Figure 12). Les parcelles 5 et 3 (couvert « Ouvert ») se regroupent le long de l'axe 2 et se distinguent des autres parcelles. Les parcelles 12 et 14 (couvert « Feuillus ») se regroupent également le long de l'axe 2 et se distinguent des autres parcelles. Les parcelles sous couvert « Epicéas » se regroupent le long de l'axe 2 mais ces parcelles montrent une discrimination le long de l'axe 1.

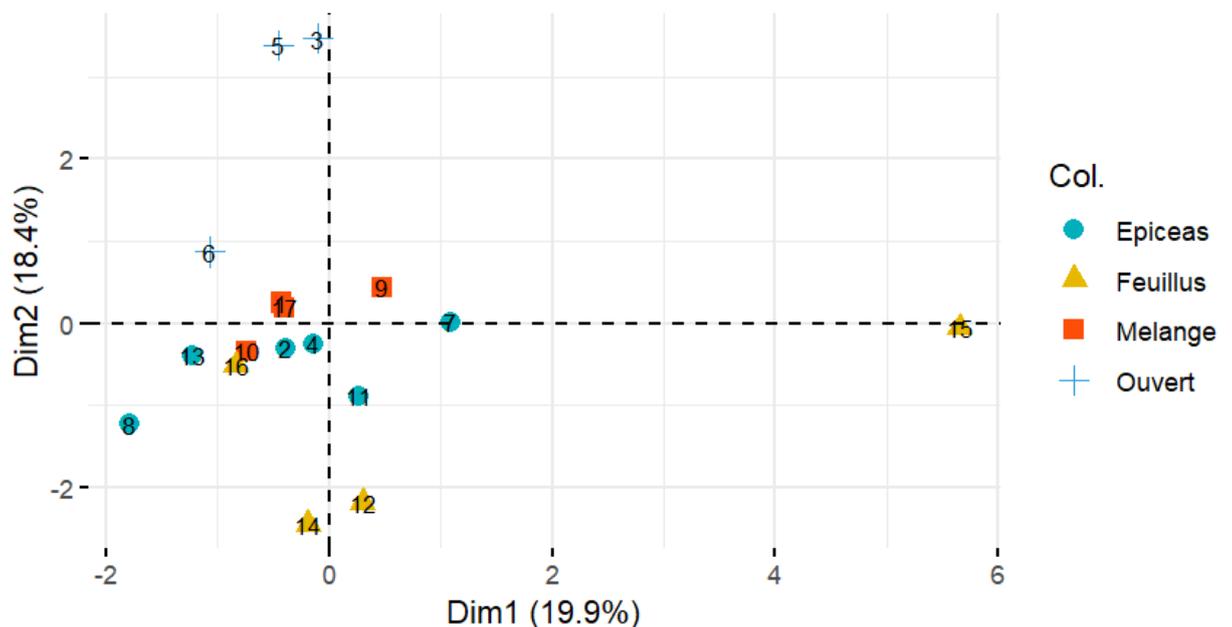


Figure 14 : Répartition des 17 parcelles sur les 2 premières composantes d'une ACP réalisées sur la matrice des fréquences relatives (calculées sur base des occurrences de son) des espèces de chauves-souris par parcelle. Plus les symboles des parcelles sont proches dans l'espace, plus la composition spécifique de ces parcelles est similaire. Les coordonnées de chaque parcelle sur les 2 premières dimensions de l'ACP sont indiquées à l'Annexe 3.

5. Discussion

5.1 Influence du couvert forestier sur la richesse spécifique et la composition spécifique des chauves-souris et des oiseaux

Dans le cadre de cette étude, nous avons comparé la richesse et la diversité spécifique des oiseaux et des chauves-souris dans des parcelles couvertes d'épicéas, des parcelles d'épicéas qui ont été converties en peuplements mélangés, des parcelles de feuillus et des milieux ouverts.

En ce qui concerne les oiseaux, nous n'avons pas observé de différence significative de la richesse spécifique entre les 4 types de couvert (mélange, feuillus, épicéas, ouvert) des 17 parcelles étudiées. Cependant, la composition en espèces dépend du couvert forestier. Les résultats indiquent que beaucoup d'espèces ont été enregistrées dans la plupart des parcelles. C'est le cas de la grive draine ou du roitelet triple bandeau, qui peuvent être observés aussi bien dans des forêts mixtes, des forêts de conifères ou encore des parcs. Ce sont des espèces dites généralistes. D'autres espèces qui ont un grand territoire, par exemple la buse variable, ont été entendues dans la plupart des parcelles, car elles ont simplement survolé celles-ci. Certaines espèces, comme le gros-bec casse-noyaux ou la mésange huppée, ont été enregistrées dans de nombreuses parcelles de couverts différents alors que ce sont des espèces spécialistes. En effet, le gros-bec casse-noyaux se rencontre généralement dans les peuplements feuillus en mélange et la mésange huppée plutôt dans les peuplements de conifères (Svensson, 2015). Leur présence dans l'ensemble des parcelles peut être due au fait que certains peuplements de couverts différents sont attenants les uns aux autres. De nombreuses espèces spécialistes ont été identifiées sous un couvert qui correspond à leur écologie. C'est le cas du pic mar, principalement identifié dans des peuplements de feuillus monospécifiques et du roitelet triple-bandeau, identifié dans des parcelles d'épicéas et une parcelle de feuillus en mélange attenante à une parcelle d'épicéas. Le bruant des roseaux et le pipit farlouse ont été identifiés uniquement dans les 3 parcelles à couvert « Ouvert », milieu qui leur est caractéristique (Svensson, 2015). La bergeronnette printanière est un oiseau qui affectionne les milieux dégagés humides. Par ailleurs, l'unique parcelle dans laquelle elle a été identifiée est la seule parcelle ouverte qui se situe à proximité de mares.

Pour ce qui est des chauves-souris, les résultats indiquent une richesse spécifique plus faible dans les parcelles d'épicéas. Cette différence peut être liée aux stratégies de chasse des chauves-souris et à la présence de sites de reproduction. En effet, de nombreuses espèces de

chauves-souris préfèrent chasser dans des milieux ouverts ou des peuplements peu denses car cela leur permet d'éviter les collisions avec la végétation et de repérer plus facilement leurs proies. Les peuplements de conifères matures, souvent plus fermés, rendent ces conditions plus difficiles (Kirkpatrick et al., 2017). Aussi, selon Charbonnier et al. (2016), les peuplements de feuillus présentent une plus grande diversité et disponibilité de proies et plus de microhabitats que les peuplements de conifères.

La composition en espèces de chauves-souris ne semble pas être influencée par le type de couvert végétal. En effet, c'est surtout la disponibilité et l'abondance des proies ainsi que la liberté de mouvement qui influence leur présence. Dès lors, la présence de la pipistrelle commune dans un grand nombre de parcelles n'est pas étonnante car c'est un espèce très mobile capable de circuler à travers une végétation dense. Cependant, des espèces comme l'oreillard roux ont peu de mobilité et chassent dès lors plutôt dans les peuplements avec peu de végétation au sol ou dans des milieux ouverts (Fuentes-Montemayor et al., 2013). Même si nos résultats ne permettent pas de confirmer l'hypothèse selon laquelle la composition spécifique des chiroptères dépend de la composition spécifique des arbres, l'identification de nombreuses espèces dans différents types de couvert (12 espèces identifiées sur 21 en Wallonie) indique qu'une forêt ayant une structure plus diversifiée augmente la diversité des espèces des chauves-souris. Par exemple, la présence de lisières au sein d'une forêt et donc la présence de zones ouvertes entre des peuplements est très bénéfique pour les chauves-souris. En effet, les lisières, tout comme l'intérieur des forêts, sont des endroits riches en proies et en habitats mais il est également plus facile pour les chauves-souris d'y circuler qu'au sein d'un peuplement (Jantzen & Fenton, 2013 ; Pettit & Wilkins, 2012). Aussi, alors que des peuplements avec une faible végétation au sol sont bénéfiques pour les chauves-souris peu mobiles, des peuplements denses sont plus riches en insectes. Un assemblage de peuplements denses, de zones ouvertes et de peuplements peu fermés sont dès lors l'idéal pour favoriser la diversité des chauves-souris.

5.2 Rôle des résineux en forêt

Au cours de cette étude, nous avons montré que certaines espèces d'oiseaux se rencontrent surtout dans les peuplements d'épicéas. C'est le cas notamment du roitelet huppé et du pinson du Nord. Ainsi, maintenir des essences résineuses en forêt est favorable à la présence de certaines espèces d'oiseaux. Cependant, des peuplements composés uniquement de résineux appauvrissent les sols et sont très sensibles aux tempêtes et autres événements climatiques (Augusto et al., 2002 ; Schütz et al., 2006). Maintenir de telles formations végétales

en forêt présente dès lors un risque. Lors de notre travail, nous avons étudié des parcelles composées uniquement de résineux, et des parcelles de feuillus en mélange avec un très faible pourcentage d'essences résineuses, mais nous n'avons pas de parcelles réellement mixtes avec autant de résineux que de feuillus. Ce genre de peuplements pourrait être une alternative aux plantations de résineux afin de conserver les espèces qui y sont liées tout en diminuant leurs impacts négatifs. Cependant, certaines espèces spécifiques à l'épicéa ne se rencontreraient peut-être pas dans un peuplement mixte. Aussi, une mosaïque de parcelles à l'échelle du paysage intégrant des parcelles mixtes (résineux et feuillus), des parcelles mélangées, des parcelles de feuillus monospécifiques, des zones ouvertes ainsi que des parcelles composées exclusivement d'épicéas serait-elle intéressante.

Aussi, les résultats de notre étude montrent qu'il y a moins d'espèces de chauves-souris dans les peuplements d'épicéas que dans les forêts de feuillus et les milieux ouverts. Ils sont toutefois favorables à certains chiroptères puisqu'une étude a montré que la chasse de la pipistrelle pygmée, dont la présence en Wallonie est encore incertaine, serait plus efficace dans les plantations mixtes de feuillus et de conifères que dans les peuplements uniquement composés de feuillus (Fuentes-Montemayor et al., 2013). Dès lors, des parcelles mixtes seraient avantageuses pour certains oiseaux et certains chiroptères.

5.3 Effets de la diversification forestière sur les oiseaux et les chauves-souris menacés de Wallonie

Le statut IUCN wallon des espèces d'oiseaux identifiées sont variables. Si certaines ont le statut « Préoccupation mineure », d'autres comme le tarin des aulnes, la fauvette des jardins ou le verdier d'Europe sont quasi menacés et d'autres ont le statut « Vulnérable » et présentent donc un risque réel d'extinction en Wallonie. De plus, trois espèces identifiées ont le statut « En danger ». Il s'agit de la tourterelle des bois, du coucou gris et du pipit farlouse. Ces 3 espèces présentent un risque élevé d'extinction en Wallonie avec un taux de réduction des populations entre 50 et 80% en 10 ans (Paquet et al., 2021a). Les espèces avec le statut « Vulnérable » ou « En danger » ont été localisées sous divers types de couvert forestier. Par exemple, le bruant des roseaux et la mésange boréale, tous deux classés vulnérables, ont été identifiés principalement en milieu ouvert pour le premier et sous un couvert « Mélange » pour le second. Pour ce qui est des espèces de statut « En danger », la tourterelle des bois a été entendues dans tous les types de couvert forestier, le coucou gris a été enregistré dans des parcelles ouvertes et des parcelles d'épicéas et le pipit farlouse a uniquement été localisé en milieu ouvert. La

diversification forestière et donc l'aménagement d'îlots forestiers de couvert végétal différent au sein d'un paysage forestier pourrait dès lors être considérée en tant que mesure de conservation de ces espèces.

Parmi les espèces de chauves-souris identifiées, 4 d'entre elles ont le statut « Préoccupation mineure » (la pipistrelle commune, l'oreillard roux, le murin à moustache et le murin de Natterer), 4 sont quasi menacées (la pipistrelle de Nathusius, la sérotine commune, la noctule de Leisler et le murin de Daubenton), 2 sont dites vulnérables (noctule commune et grand murin) et une espèce est en danger, la barbastelle d'Europe (Paquet et al., 2021b). Cette dernière espèce est devenue très rare en Wallonie au cours des dernières décennies et cela à cause du déclin des papillons de nuit (Portail Wallonie. be, s. d.-a). Puisque le terrain de chasse idéal de l'espèce sont les peuplements âgés de feuillus mais qu'elle chasse également en lisière de forêt, une diversification du couvert forestier de Wallonie lui serait favorable.

La fragmentation et la destruction de l'habitat sont des causes majeures de la diminution des effectifs des populations. Dès lors, la diversification forestière augmenterait la diversité et l'abondance des espèces de chiroptères et d'oiseaux.

5.4 L'aménagement d'espaces ouverts en forêt pour favoriser les oiseaux liés à ces milieux

Les résultats de cette étude montrent que la présence d'espaces ouverts en forêt sont favorables à l'installation d'espèces dont les populations sont en diminution depuis plus de 10 ans. C'est le cas de la tourterelle des bois, du bruant des roseaux et du pipit farlouse par exemple, espèces généralement inféodées aux milieux agricoles. Le déclin de ces espèces est dû principalement à l'intensification de l'agriculture. En effet, les pratiques agricoles intensives entraînent la destruction des habitats de nombreuses espèces agricoles (Dudley & Alexander, 2017). Ainsi, l'aménagement d'espaces ouverts en forêt permettrait la protection et la conservation de certaines de ces espèces (Ferris & Carter, 2000). Cependant, bien que ces pratiques compensent la perte de diversité observée dans les systèmes agricoles, elles ne résolvent pas l'ensemble des problèmes d'une agriculture intensive (pollution de l'eau et des sols, consommation d'énergie, dégradation du sol et autres). Dès lors, même si la diversification des écosystèmes forestiers est bénéfique pour la biodiversité, cette pratique doit être complétée par une nouvelles façon de gérer l'agriculture, afin que les mesures de conservation soient plus durables et plus efficaces (Boinot et al., 2022 ; WWF, 2023). Les enjeux actuels sont dès lors

l'établissement des mesures de conservation favorables à la biodiversité, tout en s'assurant de répondre aux besoins de la population mondiale qui ne cesse de croître.

5.5 Surveillance acoustique passive et active

La surveillance acoustique passive de la biodiversité est une méthode qui présente de nombreux avantages et élargit les possibilités de la recherche écologique. Elle permet notamment d'enregistrer en continu pendant de nombreuses heures jour et nuit et pendant plusieurs semaines sans l'intervention de chercheurs, contrairement à l'écoute active qui nécessite la présence d'une personne compétente sur le terrain. Cependant, elle nécessite des visites de maintenance plus fréquentes que les pièges caméras (rechargement des batteries, configuration de l'appareil et vidage de l'espace de stockage), car les données récoltées sont plus volumineuses. Cette technologie permet également d'identifier des individus qui ne seraient pas vus lors d'une observation active ou par des pièges caméras. Enfin, cette méthode est dite non-invasive et permet ainsi de réduire les biais dus à la présence d'observateurs (Ross et al., 2023; Sugai et al., 2019).

Toutefois, au cours de cette étude, nous avons constaté que la surveillance acoustique passive pouvait avoir certaines limites concernant le monitoring d'espèces aériennes. En effet, si l'objectif de l'étude est de déterminer l'influence du couvert forestier sur les oiseaux et les chauves-souris, la surveillance passive serait plus efficace si elle était couplée à d'autres méthodes telles l'écoute active sur le terrain. Un enregistreur enregistre les espèces effectivement présentes au sein d'une parcelle, mais aussi les espèces qui ne font que la survoler. Aussi, la portée des enregistreurs varie selon l'intensité et la fréquence des sons émis par les animaux. Dès lors, même si les parcelles étudiées avaient une circonférence de 50 mètres, il est possible que des sons de parcelles avoisinantes aient été enregistrés. Seule une écoute active avec observation visuelle pourrait dès lors confirmer la présence de telle ou telle espèce dans un milieu.

Les limites de cette technique résident également dans la détermination du nombre d'individus présents. En effet, le nombre de sons enregistrés pour une espèce ne renseigne pas nécessairement sur l'abondance de cette espèce. Par exemple, si 6000 occurrences ont été enregistrées pour un oiseau, cela peut aussi bien signifier qu'un seul individu ait émis 6000 sons ou que 6000 individus aient émis un seul son. Il existe cependant des indices acoustiques tels l'index de diversité acoustique (ADI), l'index d'uniformité acoustique (AEI) et l'indice bioacoustique (BI) qui permettent d'analyser les paramètres des sons émis (fréquence,

amplitude et autres) et ainsi d'obtenir plus d'informations quant à l'abondance des espèces enregistrées (Morrison et al., 2021).

De plus, si l'application BirdNet est très fiable pour l'identification des chants d'oiseaux, avec un taux de précision d'identification compris entre 72 et 85 % (Pérez-Granados, 2023), une écoute active de certains enregistrements peut s'avérer utile pour confirmer ou infirmer les identifications douteuses et pour ainsi obtenir des résultats plus précis.

Enfin, en ce qui concerne Kaleidoscope, une étude a montré que le logiciel classait 65% des séquences enregistrées en tant que « bruit » alors qu'elles contenaient effectivement des signaux de chauves-souris. Par contre, la quasi-totalité des émissions classées comme contenant des signaux de chauves-souris en contient réellement (Barataud, 2021). Aussi, pour certains enregistrements, le logiciel n'est pas capable de reconnaître l'espèce mais indique s'il s'agit d'un « simple » bruit ou d'un signal de chauves-souris. Dans le cadre de notre étude, 403 enregistrements ont été identifiés comme étant des signaux de chauves-souris mais les espèces n'ont pas été identifiées. Aussi est-il intéressant de compléter les résultats obtenus par Kaleidoscope par une écoute active des émissions sonores après les avoir converties en fréquences audibles par l'homme.

6. Conclusions et perspectives

Nos résultats permettent de conclure que la diversification du couvert forestier à l'échelle d'un paysage d'environ 760 hectares est bénéfique pour la richesse et la diversité des espèces d'oiseaux et de chauves-souris. En effet, notre étude révèle que différentes espèces d'oiseaux ne sont présentes que dans certains types de couvert forestier. Ainsi, une diversification forestière, incluant l'aménagement d'ilots ouverts, d'ilots de feuillus monospécifiques, d'ilots plurispécifiques et la présence d'épicéas au sein d'un paysage forestier favorise la diversité des oiseaux. En ce qui concerne les chauves-souris, nous avons identifié 12 des 21 espèces observées en Wallonie. Cela indique que l'hétérogénéité de la forêt dans laquelle nous avons réalisé notre étude est probablement favorable à ces mammifères.

La technique d'échantillonnage utilisée pour cette étude nous a permis de réaliser un suivi en continu de la biodiversité pendant plusieurs semaines, couvrant ainsi une grande partie de la période d'activité des oiseaux et de chauves-souris. Grâce à cette approche, nous avons identifié 66 espèces d'oiseaux dont certaines, comme le torcol fourmillier, sont rares en Wallonie. Nous avons également recensé 12 espèces de chauves-souris dont une espèce très rare en Wallonie (*Barbastella barbastellus*), révélant leur présence significative en forêt.

Pour approfondir ces observations, il serait pertinent d'augmenter le nombre de parcelles étudiées, d'élargir le champ d'étude, et de s'assurer que chaque type de couvert forestier soit représenté équitablement. Intégrer des variables environnementales supplémentaires, telles que l'âge des peuplements, la végétation au sol, la densité d'arbres, l'étendue de la canopée, le pourcentage de bois mort ou encore le nombre de strates végétales, permettrait de préciser davantage les résultats obtenus. Pour valider et affiner les résultats obtenus via BirdNet et Kaleidoscope ainsi que par écoute de certains enregistrements, la méthode mériterait d'être complétée par une écoute et une observation active sur le terrain. De plus, une analyse de l'abondance des individus par espèce et par parcelle grâce à des indices acoustiques et des modèles statistiques enrichirait l'étude.

Bibliographie

- Ampoorter, E., Barbaro, L., Jactel, H., Baeten, L., Boberg, J., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Dawud, S. M., Deconchat, M., Smedt, P. D., Wandeler, H. D., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Joly, F.-X., Koricheva, J., Milligan, H., Muys, B., Nguyen, D., ... Allan, E. (2020). Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos*, 129(2), 133-146.
<https://doi.org/10.1111/oik.06290>
- Arthur, L., & Lemaire, M. (2021). *Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg & Suisse*. Editions Biotope.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., & Rothe, A. (2002). Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59(3), 233-253. <https://doi.org/10.1051/forest:2002020>
- Barataud, M. (2021). *Avantages et inconvénients des inventaires de chiroptères au détecteur d'ultrasons en écoutes passives versus actives*. Ecologieacoustique.
- Barbaro, L., & Battisti, A. (2011). Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera : Notodontidae). *Biological Control*, 56(2), 107-114.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.10.009>
- Bary-Lenger, A., Evrard, R., & Gathy, P. (1999). *La Forêt*. Editions du Perron.
- Bievelet, C., Henin, J.-M., Jourez, B., Hébert, J., & Lecomte, H. (2007). LE DOUGLAS EN RÉGION WALLONNE, ÉTAT DES LIEUX ET TENDANCES. *Forêt wallonne*, 90, 28-39.
- Boinot, S., Barkaoui, K., Mézière, D., Lauri, P.-E., Sarthou, J.-P., & Alignier, A. (2022). Research on agroforestry systems and biodiversity conservation : What can we conclude so far and what should we improve? *BMC Ecology and Evolution*, 22(1), 24.
<https://doi.org/10.1186/s12862-022-01977-z>

- Bouvet, A., Paillet, Y., Archaux, F., Tillon, L., Denis, P., Gilg, O., & Gosselin, F. (2016). Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental Conservation*, 43(2), 148-160. <https://doi.org/10.1017/S0376892915000363>
- Bowers, E. K., Grindstaff, J. L., Soukup, S. S., Drilling, N. E., Eckerle, K. P., Sakaluk, S. K., & Thompson, C. F. (2016). Spring temperatures influence selection on breeding date and the potential for phenological mismatch in a migratory bird. *Ecology*, 97(10), 2880-2891. <https://doi.org/10.1002/ecy.1516>
- Bradbury, R. B., Hill, R. A., Mason, D. C., Hinsley, S. A., Wilson, J. D., Balzter, H., Anderson, G. Q. A., Whittingham, M. J., Davenport, I. J., & Bellamy, P. E. (2005). Modelling relationships between birds and vegetation structure using airborne LiDAR data : A review with case studies from agricultural and woodland environments. *Ibis*, 147(3), 443-452. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2005.00438.x>
- Burns, K. C. (2003). Broad-scale reciprocity in an avian seed dispersal mutualism. *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 421-426. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00047.x>
- Charbonnier, Y. (2014). *Relations entre diversité des habitats forestiers et communautés de chiroptères à différentes échelles spatiales en Europe : Implications pour leur conservation et le maintien de leur fonction de prédation*. [Thèse de doctorat].Ecole doctorale sciences et environnements.
- Charbonnier, Y., Gaüzère, P., van Halder, I., Nezan, J., Barnagaud, J.-Y., Jactel, H., & Barbaro, L. (2016). Deciduous trees increase bat diversity at stand and landscape scales in mosaic pine plantations. *Landscape Ecology*, 31(2), 291-300. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0242-0>

- Crampton, L. H., & Barclay, R. M. R. (1998). Selection of Roosting and Foraging Habitat by Bats in Different-Aged Aspen Mixedwood Stands. *Conservation Biology*, 12(6), 1347-1358.
- Delahaye, L. (2006). *Sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers et modélisation de leur distribution potentielle en chênaie et hêtraie ardennaises : Impact de la composition et de la structure forestière* [Thèse de doctorat]. Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux.
- Derouaux, A., & Paquet, J.-Y. (2020). Heurs et malheurs des oiseaux de Wallonie. *Heurs et malheurs des oiseaux en Wallonie*, 99, 6-11.
- Deuceunink, B., & Baguette, M. (1991). Avifaune nicheuse de la séquence de l'Epicéa (*Picea abies*) dans la région du Plateau des Tailles (Prov. Du Luxembourg). 28(4), 189-207.
- Díaz, L. (2006). Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecology and Management*, 223(1), 54-65.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.061>
- Dobrovol'skaya, T. G., Zvyagintsev, D. G., Chernov, I. Yu., Golovchenko, A. V., Zenova, G. M., Lysak, L. V., Manucharova, N. A., Marfenina, O. E., Polyanskaya, L. M., Stepanov, A. L., & Umarov, M. M. (2015). The role of microorganisms in the ecological functions of soils. *Eurasian Soil Science*, 48(9), 959-967.
<https://doi.org/10.1134/S1064229315090033>
- Dominoni, D. M. (2015). The effects of light pollution on biological rhythms of birds : An integrated, mechanistic perspective. *Journal of Ornithology*, 156(1), 409-418.
<https://doi.org/10.1007/s10336-015-1196-3>
- Drever, M. C., Aitken, K. E. H., Norris, A. R., & Martin, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141(3), 624-634. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.004>

- Dudley, N., & Alexander, S. (2017). Agriculture and biodiversity : A review. *Biodiversity*, 18(2-3), 45-49. <https://doi.org/10.1080/14888386.2017.1351892>
- FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- FAO, & PNUE. (2020). *La situation des forêts du monde 2020, forêts, biodiversité et activité humaine*. <https://doi.org/10.4060/ca8642fr>
- Fayt, P., Machmer, M. M., & Steeger, C. (2005). Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers—A literature review. *Forest Ecology and Management*, 206(1), 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.054>
- Felton, A., Andersson, E., Ventorp, D., & Lindbladh, M. (2011). A comparison of avian diversity in spruce monocultures and spruce-birch polycultures in southern Sweden. *Silva Fennica*, 45(5), 1143-1150. <https://doi.org/10.14214/sf.92>
- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., & Fritz, Ö. (2010). Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands : An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 260(6), 939-947. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.011>
- Ferris, R., & Carter, C. (2000). *Managing rides, roadsides and edge habitats in lowland forests*. Forestry Commission.
- Fischer, S. (2004). *Développement d'une instrumentation ultrasonore pour la mesure des vitesses des liquides au-delà de la limite de Nyquist par une approche spectrale*. [Thèse de doctorat]. Université Louis Pasteur.
- Fitter, A., Elmqvist, T., Haines-Young, R., Potschin, M., Rinaldo, A., Setälä, H., Stoll-Kleemann, S., Zobel, M., & Murlis, J. (2010). An assessment of ecosystem services and biodiversity in Europe. *Issues in Environmental Science and Technology*, 30, 1-28.

- Frank, S. D. (2021). Review of the direct and indirect effects of warming and drought on scale insect pests of forest systems. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94(2), 167-180. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa033>
- Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D., Cavin, L., Wallace, J. M., & Park, K. J. (2013). Fragmented woodlands in agricultural landscapes : The influence of woodland character and landscape context on bats and their insect prey. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 172, 6-15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.019>
- Führer, E. (2000). Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 29-38. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00377-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00377-7)
- García, D. (2016). Birds in Ecological Networks: Insights from Bird-Plant Mutualistic Interactions. *Ardeola*, 63(1), 151-180. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp7>
- García, D., Rumeu, B., Illera, J. C., Miñarro, M., Palomar, G., & González-Varo, J. P. (2024). Common birds combine pest control and seed dispersal in apple orchards through a hybrid interaction network. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 365, 108927. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108927>
- Gilliéron, J., Shönbächler, C., & Ruedi, M. (2015). *Atlas des chauves-souris du bassin genevois*. Editions CCO.
- Gnass Giese, E. E., Howe, R. W., Wolf, A. T., Miller, N. A., & Walton, N. G. (2015). Sensitivity of breeding birds to the “human footprint” in western Great Lakes forest landscapes. *Ecosphere*, 6(6), art90. <https://doi.org/10.1890/ES14-00414.1>
- Gómez-Serrano, M. Á., & López-López, P. (2014). Nest Site Selection by Kentish Plover Suggests a Trade-Off between Nest-Crypsis and Predator Detection Strategies. *PLOS ONE*, 9(9), e107121. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107121>

- Götmark, F., Blomqvist, D., Johansson, O. C., & Bergkvist, J. (1995). Nest Site Selection : A Trade-Off between Concealment and View of the Surroundings? *Journal of Avian Biology*, 26(4), 305-312. <https://doi.org/10.2307/3677045>
- Haynes, K. J., Allstadt, A. J., & Klimetzek, D. (2014). Forest defoliator outbreaks under climate change : Effects on the frequency and severity of outbreaks of five pine insect pests. *Global Change Biology*, 20(6), 2004-2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.12506>
- Hekkala, A.-M., Jönsson, M., Kärvelo, S., Strengbom, J., & Sjögren, J. (2023). Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators*, 148, 110069. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110069>
- Hill, A. P., Prince, P., Snaddon, J. L., Doncaster, C. P., & Rogers, A. (2019). AudioMoth : A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *HardwareX*, 6, e00073. <https://doi.org/10.1016/j.ohx.2019.e00073>
- IPRFW. (s. d.). *Inventaire forestier Wallon*. Consulté 1 août 2024, à l'adresse <http://iprfw.spw.wallonie.be/>
- IUCN. (s. d.). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Consulté 9 août 2024, à l'adresse <https://www.iucnredlist.org/fr>
- Jantzen, M. K., & Fenton, M. B. (2013). The depth of edge influence among insectivorous bats at forest–field interfaces. *Canadian Journal of Zoology*, 91(5), 287-292. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0282>
- Jung, K., Kaiser, S., Böhm, S., Nieschulze, J., & Kalko, E. K. V. (2012). Moving in three dimensions : Effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 523-531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02116.x>
- Kahl, S. (2021). *Kahst/BirdNET-Analyzer* (Version 1.2.0) [Logiciel]. <https://github.com/kahst/BirdNET-Analyzer>

- Kahl, S., Wood, C. M., Eibl, M., & Klinck, H. (2021). BirdNET : A deep learning solution for avian diversity monitoring. *Ecological Informatics*, 61, 101236.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101236>
- Kirkpatrick, L., Maher, S. J., Lopez, Z., Lintott, P. R., Bailey, S. A., Dent, D., & Park, K. J. (2017). Bat use of commercial coniferous plantations at multiple spatial scales : Management and conservation implications. *Biological Conservation*, 206, 1-10.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.018>
- Klimo, E., Hager, H., & Kulhavi, J. (2000). *Spruce monocultures in Central Europe : Problems and prospects* (European Forest Institute, Éd.). International Workshop Titled Spruce Monocultures in Central Europe - Problems and Prospects, Joensuu. European Forest Institute.
- Kolde R (2019). `_pheatmap: Pretty Heatmaps_`. R package version 1.0.12, <<https://CRAN.R-project.org/package=pheatmap>>.
- Lamotte, S. (2006). *L'érosion de la biodiversité Les Mammifères Partim « Chauves-souris »*.
- Laudelout, A., & Paquet, J.-Y. (2014). *Les changements climatiques et les oiseaux : Synthèse et impacts sur l'avifaune wallonne*. 51/4, 193-215.
- Liu, C. L. C., Kuchma, O., & Krutovsky, K. V. (2018). Mixed-species versus monocultures in plantation forestry : Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and Conservation*, 15, e00419.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00419>
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services : A multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 19-26.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>

- Marín-Gómez, O. H., & MacGregor-Fors, I. (2019). How Early Do Birds Start Chirping? Dawn Chorus Onset and Peak Times in a Neotropical City. *Ardeola*, 66(2), 327-341. <https://doi.org/10.13157/arla.66.2.2019.ra5>
- Martins, A. C. M., Willig, M. R., Presley, S. J., & Marinho-Filho, J. (2017). Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 391, 427-435. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.039>
- Maslo, B., Mau, R. L., Kerwin, K., McDonough, R., McHale, E., & Foster, J. T. (2022). Bats provide a critical ecosystem service by consuming a large diversity of agricultural pest insects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 324, 107722. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107722>
- Melo, I., Llusia, D., Bastos, R. P., & Signorelli, L. (2021). Active or passive acoustic monitoring? Assessing methods to track anuran communities in tropical savanna wetlands. *Ecological Indicators*, 132, 108305. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108305>
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., Mina, M., Aquilué, N., Fortin, M.-J., & Puettmann, K. (2019). The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, 6(1), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0166-2>
- Metzmacher, M. (2004). *Oiseaux des Hautes-Fagnes Histoire et géographie des oiseaux nicheurs*. Eole.
- Meyer, C. F. J., Fründ, J., Lizano, W. P., & Kalko, E. K. V. (2008). Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 381-391. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01389.x>

- Miller, C., Niemi, G. J., Hanowski, J. M., & Regal, R. R. (2007). Breeding Bird Communities Across an Upland Disturbance Gradient in the Western Lake Superior Region. *Journal of Great Lakes Research*, 33(sp3), 305-318. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33\[305:BBCAAU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[305:BBCAAU]2.0.CO;2)
- Monteagudo, N., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hesterkamp, S., Fernández-Pereira, J. M., Pataro, L., & Rey-Benayas, J. M. (2024). Relative importance of vegetation features and intra- and inter-specific interactions on habitat preferences of a raptor guild in eucalypt plantations. *Forest Ecology and Management*, 554, 121656. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121656>
- Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., & Monceau, K. (2022). Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds : A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(11), 790. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0>
- Morrison, C. A., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Escandell, V., Eskildsen, D. P., Gamero, A., Herrando, S., Jiguet, F., Kålås, J. A., Kamp, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Moshøj, C., Noble, D. G., ... Butler, S. J. (2021). Bird population declines and species turnover are changing the acoustic properties of spring soundscapes. *Nature Communications*, 12(1), 6217. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26488-1>
- Müller, J., Stadler, J., & Brandl, R. (2010). Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages : The role of lidar. *Remote Sensing of Environment*, 114(3), 490-495. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.10.006>
- Mundt, F., & Kassambara, A. (2020). factoextra : Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. <https://rpkgs.datanovia.com/factoextra/index.html>
- Natagora. (s. d.). *Les chauves-souris*. Natagora. Consulté 21 juin 2024, à l'adresse <https://www.natagora.be/les-chauves-souris>

- Newton, I. (2023). *The Migration Ecology of Birds*. Elsevier.
- Nowicki, S., & Searcy, W. A. (2004). Song Function and the Evolution of Female Preferences : Why Birds Sing, Why Brains Matter. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1016(1), 704-723. <https://doi.org/10.1196/annals.1298.012>
- Ohno, Y., & Ishida, A. (1997). Differences in bird species diversities between a natural mixed forest and a coniferous plantation. *Journal of Forest Research*, 2(3), 153-158. <https://doi.org/10.1007/BF02348213>
- Open Acoustic Devices. (2022). *AudioMoth Operation Manual*.
- Open Acoustic Devices. (2023). *Using AudioMoth with Filtering and Triggered Recordings*.
- Paquet, J.-Y., Weiserbs, A., & Derouaux, A. (2021a). *La Liste rouge des oiseaux nicheurs menacés en Wallonie en 202*. 2(58), 67-88.
- Paquet, J.-Y., Weiserbs, A., Vyve, C. V., Graitson, É., Derouaux, A., & Kinet, T. (2021b). *Actualisation des Listes rouges wallonnes des espèces menacées, pour les groupes d'espèces amphibiens, reptiles, oiseaux et chauves-souris*.
- Pérez-Granados, C. (2023). BirdNET: applications, performance, pitfalls and future opportunities. *International of avian science*, 165, 1068-1075. <https://doi.org/10.1111/ibi.13193>
- Pettit, T. w., & Wilkins, K. t. (2012). Canopy and edge activity of bats in a quaking aspen (*Populus tremuloides*) forest. *Canadian Journal of Zoology*, 90(7), 798-807. <https://doi.org/10.1139/z2012-049>
- Pinasseau, M. (2015). *Les intoxications des rapaces dues aux activités humaines en France*. [Thèse de doctorat]. Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse.
- Plecotus. (s. d.). *Menaces*. Plecotus Natagora. Consulté 24 avril 2024, à l'adresse <https://plecotus.natagora.be/decouvrez-les-chauves-souris/menaces>

- Portail Wallonie. be. (s. d.-a). *Barbastelle d'Europe (Barbastella barbastellus)* | *Mammifères* | *Vertébrés* / *La biodiversité en Wallonie*. Portail Wallonie.be. Consulté 16 août 2024, à l'adresse <https://biodiversite.wallonie.be/fr/barbastella-barbastellus.html?IDD=50333775&IDC=325>
- Portail Wallonie. be. (s. d.-b). *La biodiversité en Wallonie*. Consulté 25 juillet 2024, à l'adresse <https://biodiversite.wallonie.be/fr/rechercher-une-espece.html?IDC=130&typeclassification=vernaculaire&classificationvernaculaire=325&tri=nomFrancais&vue=texte&pos=1>
- Portail Wallonie. be. (s. d.-c). *Oiseaux* | *Vertébrés* | *Animaux* | *La biodiversité en Wallonie*. Portail Wallonie.be. Consulté 11 août 2024, à l'adresse <https://biodiversite.wallonie.be/fr/oiseaux.html?IDC=303>
- QGIS Development Team, 2024. *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. URL: <https://qgis.org>
- Quintero, E., Pizo, M. A., & Jordano, P. (2020). Fruit resource provisioning for avian frugivores : The overlooked side of effectiveness in seed dispersal mutualisms. *Journal of Ecology*, *108*(4), 1358-1372. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13352>
- Rametsteiner, E., & Mayer, P. (2004). Sustainable Forest Management and Pan : European Forest Policy. *Ecological Bulletins*, *51*, 51-57. <https://www.jstor.org/stable/20113296>
- Reich, P. B., Knops, J., Tilman, D., Craine, J., Ellsworth, D., Tjoelker, M., Lee, T., Wedin, D., Naeem, S., Bahaeddin, D., Hendrey, G., Jose, S., Wrage, K., Goth, J., & Bengston, W. (2001). Plant diversity enhances ecosystem responses to elevated CO₂ and nitrogen deposition. *Nature*, *410*(6830), 809-810. <https://doi.org/10.1038/35071062>
- Rigo, F., Paniccia, C., Anderle, M., Chianucci, F., Obojes, N., Tappeiner, U., Hilpold, A., & Mina, M. (2024). Relating forest structural characteristics to bat and bird diversity in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, *554*, 121673. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121673>

- Rodewald, A. D. (2001). Managing for Forest Songbirds. *Extension Factsheets*, 6.
- Rodríguez Valiente, A., Trinidad, A., García Berrocal, J. R., Górriz, C., & Ramírez Camacho, R. (2014). Extended high-frequency (9–20 kHz) audiometry reference thresholds in 645 healthy subjects. *International Journal of Audiology*, 53(8), 531-545. <https://doi.org/10.3109/14992027.2014.893375>
- Roels, S. M., Hannay, M. B., & Lindell, C. A. (2019). Recovery of bird activity and species richness in an early-stage tropical forest restoration. *Avian Conservation and Ecology*, 14(1),9. <https://agris.fao.org/search/en/providers/122436/records/64747f602d3f560f80b0b71a>
- Ross, S. R. P.-J., O'Connell, D. P., Deichmann, J. L., Desjonquères, C., Gasc, A., Phillips, J. N., Sethi, S. S., Wood, C. M., & Burivalova, Z. (2023). Passive acoustic monitoring provides a fresh perspective on fundamental ecological questions. *Functional Ecology*, 37(4), 959-975. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14275>
- RStudio Team.(2024). *RStudio* (Version 4.4.0) [Logiciel]. <https://docs.posit.co/previous-versions/rstudio.html#section-2>
- Ruczyński, I., Nicholls, B., MacLeod, C. D., & Racey, P. A. (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest—Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1633-1641. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.041>
- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., & Mandallaz, D. (2006). Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research*, 125(3), 291-302. <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0111-0>
- Segura, A., & Acevedo, P. (2023). Forest raptor nest selection traits in Mediterranean forest (Maamora, North Africa) : Conservation implications. *Bird Conservation International*, 33, e72. <https://doi.org/10.1017/S0959270923000266>

- Six, D. L., & Wingfield, M. J. (2011). The Role of Phytopathogenicity in Bark Beetle–Fungus Symbioses : A Challenge to the Classic Paradigm. *Annual Review of Entomology*, 56, 255-272. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144839>
- Smits, J., & Naidoo, V. (2018). Toxicology of Birds of Prey. In J. H. Sarasola, J. M. Grande, & J. J. Negro (Éds.), *Birds of Prey : Biology and conservation in the XXI century* (p. 229-250). https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_10
- Sol, D., Bartomeus, I., González-Lagos, C., & Pavoine, S. (2017). Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*, 20(6), 721-729. <https://doi.org/10.1111/ele.12769>
- SPW. (s. d.). *Biodiversité—État de l'environnement wallon*. Consulté 10 août 2024, à l'adresse http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/home/diagnostic/biodiversite-1.html
- SPW. (2018). *Évolution des populations de chauves-souris—État de l'environnement wallon*. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicateursheets/FFH9.html
- SPW. (2022a). *État de conservation des espèces d'oiseaux—État de l'environnement wallon*. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicateursheets/FFH20.html
- SPW. (2022b). *Évolution des populations d'oiseaux communs—État de l'environnement wallon*. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicateursheets/FFH8.html
- SPW. (2022c). *Ressources forestières—État de l'environnement wallon-Etat de l'environnement wallon*.

http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicateursheets/RESS_4.html

- SRFB. (s. d.). Les forêts de Belgique. *Société Royale Forestière de Belgique*. Consulté 26 juillet 2024, à l'adresse <https://srfb.be/informations-sur-les-forets/les-forets-de-belgique/>
- Steffan-Dewenter, I., & Westphal, C. (2008). The Interplay of Pollinator Diversity, Pollination Services and Landscape Change. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 737-741.
- Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro, J. W., Jr, & Llusia, D. (2019). Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *BioScience*, 69(1), 15-25. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>
- Svensson, L. (2015). *Le guide ornitho Le guide le plus complet des oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient*. Delachaux et Niestlé SA.
- Terraube, J., Archaux, F., Deconchat, M., van Halder, I., Jactel, H., & Barbaro, L. (2016). Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. *Ecology and Evolution*, 6(15), 5178-5189. <https://doi.org/10.1002/ece3.2273>
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler A (Éds.). (2009). *Forest resilience, biodiversity, and climate change : A synthesis of the biodiversity / resilience / stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Tu, V. T., Furey, N. M., Görföl, T., Hassanin, A., Arai, S., Koyabu, D., Douangboubpha, B., & Csorba, G. (2023). A taxonomic reassessment of *Rhinolophus rex* Allen, 1923 and its allies (Chiroptera : Rhinolophidae). *Vertebrate Zoology*, 73, 545-556. <https://doi.org/10.3897/vz.73.e101487>
- Tuneu-Corral, C., Puig-Montserrat, X., Riba-Bertolín, D., Russo, D., Rebelo, H., Cabeza, M., & López-Baucells, A. (2023). Pest suppression by bats and management strategies to favour it: A global review. *Biological Reviews*, 98(5), 1564-1582. <https://doi.org/10.1111/brv.12967>

- Uelmen, J. A., Lindroth, R. L., Tobin, P. C., Reich, P. B., Schwartzberg, E. G., & Raffa, K. F. (2016). Effects of winter temperatures, spring degree-day accumulation, and insect population source on phenological synchrony between forest tent caterpillar and host trees. *Forest Ecology and Management*, 362, 241-250. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.045>
- Vacek, Z., Prokúpková, A., Vacek, S., Bulušek, D., Šimůnek, V., Hájek, V., & Králíček, I. (2021). Mixed vs. monospecific mountain forests in response to climate change : Structural and growth perspectives of Norway spruce and European beech. *Forest Ecology and Management*, 488, 119019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119019>
- Vakula, J., Sitková, Z., Galko, J., Gubka, A., Zúbrik, M., Kunca, A., & Rell, S. (2014). Impact of irrigation on the gallery parameters of spruce bark beetle (*Ips typographus* L., Coleoptera : Curculionidae, Scolytinae). *Central European Forestry Journal*, 60(1), 61-67. <https://doi.org/10.2478/forj-2014-0006>
- Voigt, C. C., & Kingston, T. (Éds.). (2016). *Bats in the Anthropocene : Conservation of Bats in a Changing World*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9>
- Węgiel, A., Grzywiński, W., Jaros, R., Łacka, A., & Węgiel, J. (2023). Comparison of the Foraging Activity of Bats in Coniferous, Mixed, and Deciduous Managed Forests. *Forests*, 14(3), 481. <https://doi.org/10.3390/f14030481>
- Wermelinger, B., & Jakoby, O. (2022). Bark Beetles. In T. Wohlgemuth, A. Jentsch, & R. Seidl (Éds.), *Disturbance Ecology* (p. 271-293). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-98756-5_12
- West, G., Heard, D. J., & Caulkett, N. A. (2007). *Zoo animal and wildlife immobilization and anesthesia*. Blackwell publ.

- Whelan, C. J., Tomback, D. F., Kelly, D., & Johnson, M. D. (2016). Chapter 3. Trophic Interaction Networks and Ecosystem Services. In Ç. H. Sekercioglu, D. G. Wenny, & C. J. Whelan (Éds.), *Why Birds Matter* (p. 49-72). University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/9780226382777-005>
- William, E., & Davis, J. (2009). *A Comparison of the Avian Communities in Winter in a Forest and Adjacent Suburb*. 37(6),357-362.
- Williams, T. D., Bourgeon, S., Cornell, A., Ferguson, L., Fowler, M., Fronstin, R. B., & Love, O. P. (2015). Mid-winter temperatures, not spring temperatures, predict breeding phenology in the European starling *Sturnus vulgaris*. *Royal Society Open Science*, 2(1), 140301. <https://doi.org/10.1098/rsos.140301>
- Wood, C. M., Kahl, S., Rahaman, A., & Klinck, H. (2022). The machine learning–powered BirdNET App reduces barriers to global bird research by enabling citizen science participation. *PLOS Biology*, 20(6), e3001670. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001670>
- WWF. (2023). *Protecting and restoring Earth's forests by 2030*. World Wildlife Fund. <https://www.worldwildlife.org/stories/we-re-off-track-to-protect-and-restore-forests-by-2030-here-s-how-we-can-change-course>
- Zarnowitz, J. E., & Manuwal, D. A. (1985). The Effects of Forest Management on Cavity-Nesting Birds in Northwestern Washington. *The Journal of Wildlife Management*, 49(1), 255-263. <https://doi.org/10.2307/3801881>

Annexe

Annexe 1 : Espèces d'oiseaux supprimées. Les espèces en vert ont été supprimées suite à une vérification des enregistrements. Les autres ont été supprimées car le nombre d'occurrences était inférieur à 5.

Nom commun	Nom latin
Bouscarle de Cetti	<i>Cettia cetti</i>
Bruant proyer	<i>Emberiza calandra</i>
Bruant zizi	<i>Emberiza cirrus</i>
Canard siffleur	<i>Mareca penelope</i>
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>
Chevalier aboyeur	<i>Tringa nebularia</i>
Chevalier cul-blanc	<i>Tringa ochropus</i>
Choucas des tours	<i>Corvus monedula</i>
Cigogne blanche	<i>Ciconia ciconia</i>
Corbeau freux	<i>Corvus frugilegus</i>
Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>
Cygne tuberculé	<i>Cygnus olor</i>
Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>
Faisan de Colchide	<i>Phasianus colchicus</i>
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>
Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>

Annexe 1-suite (2)

Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>
Gorgebleue à miroir	<i>Luscinia svecica</i>
Grand Corbeau	<i>Corvus corax</i>
Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Grue cendrée	<i>Grus grus</i>
Harle bièvre	<i>Mergus merganser</i>
Huîtrier pie	<i>Haematopus ostralegus</i>
Hypolaïs icterine	<i>Hippolaïs icterina</i>
Locustelle lusciniöide	<i>Locustella luscinioides</i>
Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>
Martinet noir	<i>Apus apus</i>
Martin-pêcheur d'Europe	<i>Alcedo atthis</i>
Milan noir	<i>Milvus migrans</i>
Oie cendrée	<i>Anser anser</i>
Pipit spioncelle	<i>Anthus spinoletta</i>
Pluvier grand-gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>
Rossignol philomèle	<i>Luscinia megarhynchos</i>
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>
Serin cini	<i>Serinus serinus</i>
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>

Annexe 2 : Coordonnées des parcelles sur les 2 dimensions de l'ACP réalisée sur la matrice des fréquences relatives des nombres d'occurrences des oiseaux.

Parcelles	Dimension 1	Dimension2
1	-0.2231922	1.48108791
2	-0.6884798	1.16309647
3	-2.9644402	2.00805774
4	-4.2283188	-10.116457
5	-2.706621	0.16233321
6	-2.3892949	0.01380713
7	-1.3338652	-0.5726196
8	-0.7178459	0.80246417
9	-1.8050027	1.5119363
10	0.6119507	2.09025582
11	-0.8841179	1.11195189
12	7.3556463	-1.7224665
13	-1.0231077	0.54846744
14	0.9877371	-0.9608925
15	8.1589635	-2.3105563
16	2.2033401	0.68461877
17	-0.3533514	4.10491551

Annexe3 : Coordonnées des parcelles sur les 2 dimensions de l'ACP réalisée sur la matrice des fréquences relatives des nombres d'occurrences des chauves-souris.

Parcelles	Dimension 1	Dimension2
1	-0.4333514	0.24770026
2	-0.3945301	-0.2992986
3	-0.1035732	3.46444101
4	-0.1466422	-0.2475935
5	-0.4540834	3.38690856
6	-1.0675859	0.86635465
7	1.0927973	0.01093213
8	-1.788028	-1.230504
9	0.4755709	0.43728572
10	-0.742395	-0.3395025
11	0.2610625	-0.8886363
12	0.30116	-2.1822153
13	-1.2220385	-0.3924225
14	-0.1931131	-2.4485672
15	5.6528601	-0.0565422
16	-0.8390717	-0.5178668
17	-0.3990381	0.18952648