
Étude de l'impact de la structure des lisières sur la diversité de l'avifaune en Wallonie

Auteur : Driesen, Remy

Promoteur(s) : Bastin, Jean-François; Dufrêne, Marc

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21406>

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.



LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

ÉTUDE DE L'IMPACT DE LA STRUCTURE DES LISIÈRES SUR LA DIVERSITÉ DE L'AVIFAUNE EN WALLONIE

DRIESEN RÉMY

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEURS : Pr Jean-François BASTIN & Pr Marc DUFRÊNE

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

Le présent document n'engage que son auteur.



LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

ÉTUDE DE L'IMPACT DE LA STRUCTURE DES LISIÈRES SUR LA DIVERSITÉ DE L'AVIFAUNE EN WALLONIE

DRIESEN RÉMY

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2023-2024

PROMOTEURS : Pr Jean-François BASTIN & Pr Marc DUFRÊNE

Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord mes promoteurs, Jean-François Bastin et Marc Dufrêne, de m'avoir proposé ce sujet original pour réaliser mon Travail de Fin d'Études. Merci également pour le financement du matériel nécessaire à sa réalisation, pour le suivi et les réflexions sur mon travail.

Un grand merci à l'ensemble de l'équipe de Marc Dufrêne : Adèle pour le suivi, le soutien et la réflexion commune tout au long de ce travail, Axel pour son aide sur la méthodologie de cartographie, à Thomas pour ses conseils avisés d'ornithologue et la réalisation du script Python permettant d'utiliser BirdNet, et enfin Clémence pour son soutien tant logistique que moral durant ce travail et plus largement pour tous ces moments partagés durant nos études.

Un grand merci également à l'équipe de Jean-François Bastin : Hugo pour toute son aide et ses techniques de pirate pour traiter les données LiDAR, Antoine pour son aide à la prise en main du drone et à ses conseils sur les analyses statistiques, tout comme Pauline.

Je tiens à remercier Dr. Moritz Bruggisser (Eidg. Forschungsanstalt WS) et Tom E. Verhelst (CAVElab, Ghent University) pour les échanges et le partage de leur méthodologie et de leur expérience sur leurs recherches. Leurs conseils et idées m'ont nourri et ont guidé mon travail. Merci à Moritz pour le partage de ses codes informatiques pour le calcul des variables de structure des lisières.

Merci à Camille et à ma maman de m'avoir accompagné sur certaines de mes journées de terrain.

Merci à l'Université de Liège et à la faculté de Gembloux de m'avoir permis d'étaler mes années de cours et donc de m'épanouir dans mes études et mon sport.

Merci également à toute l'équipe de copains et étudiants avec qui nous aurons pu passer du temps, de l'énergie et partager des moments forts avant, pendant et je l'espère après cette expérience du TFE : Gabriel, Adèle, Pauline, Gladys, Alexandra, Jeanne, Élise, Martin, Clément, Hugues, Théo, Cameron, Caroline, Mathias, et tous ceux que j'aurais pu oublier ! Une pensée aux personnes grâce à qui ce passage à l'université a été si plaisant et mémorable, en particulier aux équipes de la Traque aux Plantes et Freyneux, de la Fusion, du master GFEN et du voyage en Camargue.

Un grand merci à Camille pour le soutien durant ce projet comme dans tous les autres, et pour tous les moments passés et futurs !

Enfin, je tiens à remercier mes parents qui me soutiennent et m'encouragent dans toutes mes entreprises depuis toujours. Merci de m'avoir donné le goût du travail, de la nature et la volonté de la protéger. Ce travail est le fruit de mes années d'études, rendues possibles grâce à eux.

Résumé

Les forêts connaissent de forts niveaux de fragmentation. Par conséquent, le nombre de lisières forestières est plus importante qu'auparavant, ce qui influe sur la capacité d'accueil du milieu pour la plupart des espèces. Il est donc nécessaire d'étudier et de comprendre ce milieu complexe pour que la biodiversité puisse s'y adapter au mieux.

Le présent travail cherche dans un premier temps à juger l'utilité du LiDAR aérien pour caractériser les lisières selon leur structure, en la comparant à une typologie issue de la littérature. Le second objectif est d'évaluer l'impact de la structure de végétale des lisières sur les communautés d'espèces d'oiseaux, en utilisant la bioacoustique avec un algorithme d'identification automatique des espèces.

Les données LiDAR sont issues d'un vol effectué sur l'ensemble de la Wallonie et ont permis de calculer différentes variables décrivant la surface occupée au sol par différentes strates de végétation, la largeur et la pente de la lisière. Une analyse en composantes principales et une analyse canonique discriminante couplées à un *clustering*¹ ont été effectuées pour identifier les variables déterminantes pour distinguer les sites selon leur structure. Des enregistreurs acoustiques ont été placés durant 72 h à deux reprises entre avril et juin 2024 et le logiciel BirdNet a été utilisé pour identifier automatiquement les espèces après calibration d'un des paramètres pour obtenir des résultats fiables. Les données d'abondance des espèces ont été traitées grâce à des analyses en coordonnées principales (contraintes et non contraintes).

L'usage du LiDAR s'avère être très efficace pour caractériser la structure des lisières, et la typologie de structure semble cohérente. L'usage d'autres métriques à différentes échelles ainsi que du LiDAR à très haute densité porté par drone offrirait encore plus de précision. Les résultats montrent qu'une très grande diversité de structure existe dans les lisières, plaidant pour des études à plus large échelle pour mieux étudier cette complexité.

La typologie de structure de la lisière ne permet pas d'expliquer la distribution des espèces à travers les sites, tandis que certaines métriques LiDAR semblent efficaces. Les résultats semblent souffrir d'un nombre trop faible d'observations, ne permettant de tirer aucune conclusion sur les préférences des espèces en matière de structure des lisières. Ce paramètre ne paraît pas dominant par rapport à d'autres critères tels que le contexte paysager et la région biogéographique, ou encore la composition végétale qui sont déterminants pour la présence et l'abondance des espèces.

Mots-clefs : lisière, lisière forestière, LiDAR aérien, oiseaux, avifaune, bioacoustique.

1. ou groupement

Abstract

Forests are experiencing high levels of fragmentation. As a result, the amount of forest edges has increased, which affects the habitat's capacity to support most species. Therefore, it is essential to study and understand this complex environment so that biodiversity can adapt to it as effectively as possible.

The first aim of this study is to assess the usefulness of airborne LiDAR for characterizing forest edges based on their structure by comparing it to a typology derived from the literature. The second objective is to evaluate the impact of the structure on bird species communities using bioacoustics with an automatic species identification algorithm.

The LiDAR data were obtained from a flight conducted across the entire region of Wallonie and were used to calculate various variables describing the ground surface occupied by different vegetation strata, the width, and the slope of the forest edge. A principal component analysis and a canonical discriminant analysis coupled with clustering were performed to identify the determining variables for distinguishing sites based on their structure. Automatic recording units were placed for 72 hours twice between April and June 2024, and the BirdNet software was used to automatically identify species after calibrating one of its parameters to obtain reliable results. Species abundance data were processed using principal coordinate analyses (both constrained and unconstrained).

The use of LiDAR has proven to be highly effective for characterizing the structure of forest edges, and the structural typology appears consistent. The use of additional metrics at different scales, as well as very high-density LiDAR carried by drones, would offer even more precision. The results show that there is a very high variety of structures in forest edges, advocating for larger-scale studies to better study this complex diversity.

The structural typology of the forest edge does not explain species distribution across the different edges, while certain LiDAR metrics seem effective. The results seem to suffer from an insufficient number of observations, preventing any conclusions from being drawn about species preferences regarding forest edge structure. This parameter does not appear to be dominant compared to other factors such as landscape context, biogeographical region, or vegetation composition, which are crucial for species presence and abundance.

Key words : forest edge, airborne LiDAR, birds, avifauna, bioacoustics.

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Table des figures | v |
| Liste des tableaux | vi |
| Liste des abréviations | vi |
| 1 Introduction | 1 |
| 1.1 Contexte | 1 |
| 1.2 Etat de l’art | 2 |
| 1.3 Objectifs | 8 |
| 2 Matériel et méthodes | 9 |
| 2.1 Zones d’étude | 9 |
| 2.2 Sélection des lisières et modalités | 10 |
| 2.3 LiDAR et métriques de structure de végétation | 12 |
| 2.4 Bioacoustique | 17 |
| 2.5 Analyses statistiques | 19 |
| 3 Résultats | 21 |
| 3.1 Variables de structure des lisières | 21 |
| 3.2 Composition en espèces | 23 |
| 3.3 Lien entre structure et composition aviaire | 26 |
| 4 Discussion | 27 |
| 4.1 Objectif 1 | 27 |
| 4.2 Objectif 2 | 29 |
| 4.3 Bioacoustique | 31 |
| 4.4 Perspectives | 33 |
| 5 Conclusion | 35 |
| Contribution personnelle de l’étudiant | 35 |
| Bibliographie | 36 |
| Annexes | 42 |
| Annexe 1 - Caractéristiques du jeu de données LiDAR | 42 |
| Annexe 2 - Nombre de jours de précipitations en Belgique de janvier à juin 2024 | 42 |
| Annexe 3 - Table de l’évolution performances de BirdNet en fonction du seuil de confiance | 43 |
| Annexe 4 - Liste des espèces détectées lors des points d’écoute et par BirdNet | 45 |
| Annexe 5 - Histogrammes des fréquences pondérées des espèces conservées par site | 48 |

Table des figures

| | | |
|----|--|----|
| 1 | Schémas des différents faciès de lisière forestière | 3 |
| 2 | Comparaison d'une lisière étagée avec ourlet herbacé et d'une lisière résineuse abrupte | 4 |
| 3 | Localisation des zones d'étude en Wallonie | 9 |
| 4 | Emplacements des 21 sites dans le Condroz et en Ardenne | 10 |
| 5 | Comparaison des profils de hauteur de végétation d'une lisière abrupte et étagée | 11 |
| 6 | Dispositif d'échantillonnage des sites pour mesure des métriques LiDAR | 13 |
| 7 | Vue aérienne d'un nuage de points rasterisé mettant en évidence la hauteur de chaque pixel et la classe de hauteur dans laquelle ils sont assignés | 14 |
| 8 | Visualisation des métriques de largeur et de pente issues du LiDAR | 15 |
| 9 | Micro SMM1 installé sur un arbre | 17 |
| 10 | Évolution de la précision et du nombre d'espèces détectées en fonction du seuil de confiance de BirdNET | 19 |
| 11 | Cercle des corrélations des variables quantitatives de l'ACP | 21 |
| 12 | Sites représentés selon les deux premiers axes de l'ACP sur les indicateurs de structure avec projection des facteurs et projection des variables sur le cercle des corrélations | 22 |
| 13 | Résultats LDA | 23 |
| 14 | Résultats de l'ACoP et du clustering en 2 groupes avec les espèces projetées | 24 |
| 15 | Résultats de la PCoA et du clustering en 2 groupes avec les espèces projetées en Ardenne | 25 |
| 16 | Résultats de la PCoA et du clustering en 2 groupes selon la structure des lisières avec les espèces projetées dans le Condroz | 25 |
| 17 | Exemples de profils latéraux de hauteur de végétation de lisières étagées | 28 |
| 18 | Vue aérienne schématique d'une lisière forestière sinueuse | 29 |

Liste des tableaux

| | | |
|---|---|----|
| 1 | Critères de préselection des lisières d'intérêt | 10 |
| 2 | Récapitulatif des métriques utilisées | 16 |
| 3 | Contribution des variables le long des 2 premiers axes de l'ACP et de l'ALD | 22 |
| 4 | Variables de l'analyse discriminante sélectionnées par <i>stepwise</i> | 23 |
| 5 | Effet de la typologie de structure, du premier axe de l'analyse canonique discriminante et des variables LiDAR sur la distribution des espèces à travers les différents sites . . . | 26 |

Liste des abréviations

| | |
|-------|--|
| LiDAR | <i>Light Detection And Ranging</i> |
| UAE | <i>Unité Autonome d'Enregistrement</i> |
| ACP | Analyses en Composantes Principales |
| ALD | Analyse Linéaire Discriminante |
| ACoP | Analyse en Coordonnées Principales |
| ACCoP | Analyses Contrainte en Coordonnées Principales |

1 Introduction

1.1 Contexte

Historiquement, la forêt est un milieu sujet à de nombreuses perturbations (incendies, intempéries, chutes d'arbres, épidémies, impact de l'herbivorie ou activités d'espèces maçonnes). Le paysage naturel à l'équilibre, appelé métaclimax, est une mosaïque de milieux à différents stades de développement dans la succession écologique : des trouées formées par des perturbations tendent à se refermer, tandis que d'autres se créent ou se maintiennent. Aujourd'hui, le paysage s'est grandement simplifié : avec la loi sur les terres incultes au 19^e siècle, la Wallonie a été massivement reboisée pour contrer la déforestation massive due à la surexploitation de bois et au pâturage. Les plantations équiennes et résineuses très productives dominent la forêt, au détriment des historiques peuplements feuillus irréguliers. Notre vision productiviste des écosystèmes nous pousse à boucher les trous et planter jusqu'aux limites de chaque parcelle. Les trouées, chablis, coupes et autres irrégularités forestières n'existent plus que de manière éphémère et marginale, et la lisière extérieure avec les champs et prairies est brutale. Ces milieux, non productifs donc dénués d'intérêt sont singuliers de par les conditions particulières qu'ils proposent et leurs positions stratégiques entre écosystèmes distincts. Ce sont des habitats ou des parties d'habitat cruciaux pour de nombreuses espèces, et les services écosystémiques rendus dépassent la simple production. Dans un contexte de forte fragmentation des forêts au niveau mondial, les lisières sont de plus en plus nombreuses, impactent la biodiversité et leur gestion devient stratégique (Chaplin-Kramer et al., 2015; Ma et al., 2023). Les lisières et la fragmentation impactant 85% de la faune vertébrée, positivement comme négativement, il est crucial de les gérer au mieux pour améliorer leur capacité d'accueil pour la biodiversité (Pfeifer et al., 2017). Avec plus de 20.000 km de lisières en Wallonie (Le Roi & Walot, 2010), le potentiel de gestion et de restauration est énorme.



Lisière dans le Condroz. Photo : Rémy Driesen

1.2 Etat de l'art

La lisière : structure et avantages

La lisière est un écotone, c'est-à-dire une zone de transition entre deux écosystèmes distincts (van der Maarel, 1990). En l'occurrence, la lisière forestière est l'interface entre un milieu forestier fermé et un milieu ouvert (Harper et al., 2005). Elle se retrouve au coeur du massif forestier, dans une trouée, un chablis ou le long d'un sentier forestier (lisière interne) tout comme aux limites externes du massif (lisière externe), séparant la forêt d'une prairie, d'une terre cultivée ou d'une lande (Fichefet et al., 2011).

Différents éléments structurels composent les lisières et permettent de les distinguer en différents types. En se déplaçant le long d'une perpendiculaire à la lisière allant du milieu ouvert vers la forêt, les éléments que l'on rencontre sont :

- l'**ourlet herbacé**, bande de hautes herbes parfois parsemée de buissons et gérée de façon extensive, idéalement d'une largeur de 5 à 10 mètres ;
- le **cordon arbustif**, ceinture de buissons, d'arbustes et de jeunes arbres évoluant en pleine lumière. Cette ceinture devrait mesurer minimum 8 mètres de large. Selon les auteurs, cette strate peut s'étendre sur une hauteur allant de 4 à 30 mètres de haut (Deconchat et al., 2014; Fry & Sarlöv-Herlin, 1997);
- le **manteau arboré**, fait d'arbres au port dissymétrique par l'apport important de lumière latérale et composé d'espèces héliophiles, parfois pionnières (bouleau, saule). Cette zone est présente dès lors que la lumière latérale atteint des arbres, c'est à dire dans toutes les lisières. Elle devrait être idéalement assez clairsemée et large d'au moins 15 mètres (DGE-FORET, 2011; Fichefet et al., 2011; Snoeck & Baar, 2001).

La présence et la largeur de l'ourlet et du cordon permettent de distinguer différents faciès de lisière (Figure 1). Dans les lisières ne présentant pas d'ourlet herbacé, le cordon arbustif peut être absent (Faciès 1), présent avec une largeur réduite et souvent surmonté par le manteau (Faciès 2) ou encore être de bonne largeur et dépassant du manteau (Faciès 3). Un ourlet et un cordon se développant en même temps peuvent être bien distincts, l'ourlet se faisant progressivement coloniser par les buissons et arbustes (Faciès 4), ou ils peuvent être mélangés, comme c'est le cas après une coupe (Faciès 5). Enfin, quand la forêt borde une terre agricole, il est possible d'observer la présence d'un ourlet sans cordon (Faciès 6). Cette dernière configuration est encouragée par le système des subventions MAE par l'installation de bandes enherbées le long des parcelles cultivées (Fichefet et al., 2011).

Les lisières dites bien structurées, graduelles ou encore complexes, comportent à la fois un ourlet et un cordon (Figure 1, faciès 4 et 5). Les lisières dites abruptes présentent un profil de végétation vertical à l'interface milieu ouvert - milieu forestier (Figure 1, faciès 1, 2 et 6). Nous pouvons distinguer en outre la structure horizontale (longueur ou largeur) de la structure verticale, définie par le nombre et la hauteur des différentes strates. Ce dernier point est clé pour déterminer la qualité de la lisière en tant qu'habitat pour la faune (Fry & Sarlöv-Herlin, 1997).

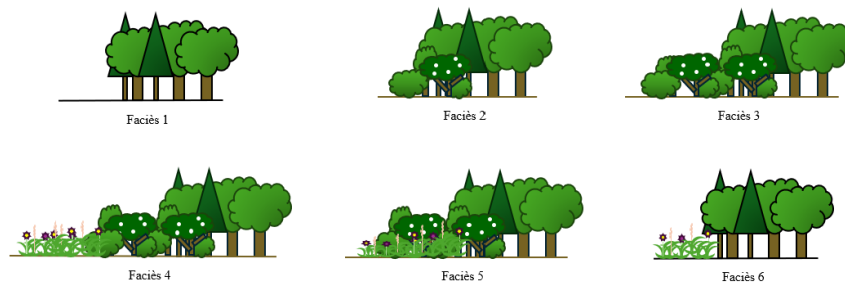


FIGURE 1 – Schémas des différents faciès de lisière forestière

Les lisières complexes sont une ressource cruciale pour tout un panel d'espèces, et sont donc un atout de taille pour augmenter la capacité d'accueil de la biodiversité d'un paysage. Les insectes tirent profit d'un ourlet herbeux riche tandis que les oiseaux bénéficient en plus d'une structure complexe de la végétation ligneuse, c'est-à-dire du cordon et du manteau (Fry & Sarlöv-Herlin, 1997), fournis en dendro-microhabitats (Terraube et al., 2016). Des espèces végétales y trouvent des conditions rares de luminosité tout en étant à l'abri sous un couvert forestier. Bien qu'un nombre limité d'espèces soient inféodées exclusivement aux lisières, les conditions variées et particulières auxquelles elles sont soumises offrent une richesse rare en termes d'habitats et de ressources alimentaires. Cet écotone fait donc partie des cycles de vie de beaucoup d'espèces, qu'elles soient plutôt généralistes, forestières, ou liées au milieu agricole (Deconchat et al., 2014; Fichet et al., 2011; Gosselin, 2008). Il a par ailleurs été prouvé que la lisière est source d'une plus grande biodiversité que les milieux qui la bordent (Deconchat et al., 2014) : ce phénomène est connu sous le terme "d'effet de lisière" (DGE-FORET, 2011; Fry & Sarlöv-Herlin, 1997). De plus, les lisières jouent un rôle primordial dans le réseau écologique en tant que corridor entre les autres éléments (DGE-FORET, 2011; Fry & Sarlöv-Herlin, 1997). Ce dernier aspect est particulièrement intéressant dans le contexte de fragmentation relativement élevé de la Wallonie, bien que cela tende à s'améliorer légèrement (Quadu & Leclercq, 2014).

Une lisière bien structurée rend également de nombreux services écosystémiques. Par exemple, un cordon et un manteau graduels protègent le peuplement contre le vent, limitant donc le risque de chablis, ainsi que contre le stress hydrique et les coups de soleil, tout en offrant des conditions propices à la sylviculture de feuillus précieux (Fichet et al., 2011; Snoeck & Baar, 2001). Une lisière graduelle éloignant les arbres de grande taille de la zone agricole, les dégâts causés par les racines aux cultures et les dégâts des engins agricoles aux racines sont amplement diminués. L'ombre et les feuilles mortes sur les cultures se retrouvent d'autant réduits. On observe une augmentation de la capacité d'accueil pour du gibier, les détournants des cultures, ainsi que pour des auxiliaires de cultures comme des pollinisateurs ou des prédateurs de ravageurs. En outre, une lisière étagée est bénéfique d'un point de vue esthétique, ajoutant de la naturalité au paysage, bien que les critères d'une lisière d'une grande valeur esthétique peuvent parfois être contradictoires avec ceux des lisières de haute qualité biologique (Fry & Sarlöv-Herlin, 1997). Cependant, moins de 10% des lisières wallonnes comportent à la fois un ourlet herbacé et un cordon arbustif larges chacun d'au moins 5 m (Fichet et al., 2011). Cette structure abrupte ne permet pas à la lisière de fournir tous ses services écosystémiques efficacement (Harper et al., 2005). Ceci est la conséquence de recherche de rentabilité maximale sur chacune des parcelles, en utilisant tout l'espace disponible, ainsi que de la fragmentation du paysage (Snoeck & Baar, 2001). Ce dernier point est particulièrement fort en Europe, avec environ 40% de toute la surface forestière située à 100 mètres ou moins de l'interface avec le milieu ouvert, ce qui accentue l'importance de la

prise en compte des lisières (Vanneste et al., 2024).



Photo : Camille Gourmet

(a)



Photo : Rémy Driesen

(b)

FIGURE 2 – Comparaison d’une lisière étagée (peu visible ici) avec un ourlet herbacé (a) et d’une lisière résineuse abrupte (b)

Intérêt des lisières pour la faune aviaire

De manière générale, un effet-lisière positif est constaté pour le groupe des oiseaux : l’abondance, la richesse et la diversité en espèces sont supérieures dans la lisière par rapport aux deux milieux adjacents (Deconchat et al., 2014; Fichet et al., 2011). Cet effet positif est renforcé par la complexité végétale de la lisière, à la fois en termes de structure et de composition en espèces (Fry et al., 1997; Hewson et al., 2011; Terraube et al., 2016) (Fry & Sarlöv-Herlin, 1997; Hewson et al., 2011; Terraube et al., 2016). Les études semblent s’accorder à dire que malgré une activité élevée des oiseaux en lisière, peu d’espèces sont véritablement inféodées à ce milieu (Gosselin, 2008). Des tendances ressortent néanmoins : les recherches sur les groupes fonctionnels des espèces d’oiseaux ont permis de montrer que la lisière attire plutôt des espèces insectivores, parfois glaneuses en sous-bois, qui nichent dans des cavités (Deconchat et al., 2014; Terraube et al., 2016). Certains résultats montrent aussi une tendance des lisières à abriter une communauté plus riche en espèces sensibles ou menacées que les écosystèmes adjacents (Terraube et al., 2016).

Mais si la lisière ne représente pas l’ensemble de la niche écologique de beaucoup d’espèces de notre avifaune, elle n’en reste pas moins un élément important. Sa richesse en ressources alimentaires et sa diversité d’habitats bénéfiques, d’autant plus pour des espèces menacées, lui confèrent une valeur conservatoire élevée. Leur rôle est d’autant plus important dans un contexte de matrice paysagère nettement agricole, où les bois et leurs lisières sont souvent les derniers refuges de beaucoup d’espèces (Melin et al., 2018).

LiDAR et mesure des lisières

La télédétection s'est avérée efficace pour la mesure de paramètres structuraux de la forêt (Roberts et al., 2007) et peut tout à fait être utilisée dans leur gestion (Reese et al., 2002). On peut distinguer les méthodes de télédétection optiques, se basant sur les pics d'absorption dans le spectre visible ou infrarouge des éléments, des méthodes utilisant des micro-ondes capables de détecter la complexité structurale de la végétation forestière en canopée mais aussi en profondeur (van Leeuwen & Nieuwenhuis, 2010).

L'outil LiDAR² exploite ces 2 méthodes en utilisant à la fois des ondes électromagnétiques permettant de détecter des objets physiques dans l'espace et en utilisant l'optique pour la réfraction de ces ondes. En calculant le temps entre l'émission d'une onde et la réception de sa réflexion, le LiDAR peut classer les objets et en mesurer l'altitude ou la hauteur. Il peut être capable de détecter une seule réponse au faisceau laser envoyé, ou plusieurs retours provenant de plusieurs objets situés les uns en dessous des autres, permettant la mesure de structures en sous-bois. Cette dernière option se nomme LiDAR à retours discrets (*discrete-return LiDAR*). Le LiDAR peut être utilisé à partir du sol³, sur un avion ou un drone en vol⁴ s'il est associé à un système GPS et à un système inertielle de navigation, ou encore depuis un satellite spatial.

Le LiDAR aérien, plus rapide et efficace que le LiDAR terrestre pour acquérir les données sur de larges surfaces et plus précis que le LiDAR satellite, s'avère être le plus judicieux pour les mesures d'inventaires forestiers (White et al., 2016). Son usage permet d'obtenir un très large panel de métriques, dont le nombre se développe beaucoup depuis plusieurs années⁵ mais demeurent sous-exploitées pour suivre et gérer de manière efficiente la restauration des forêts (Almeida et al., 2019), leur productivité, leur réponse à différentes perturbations à large échelle ou encore pour estimer leur état de conservation (Kamoske et al., 2019).

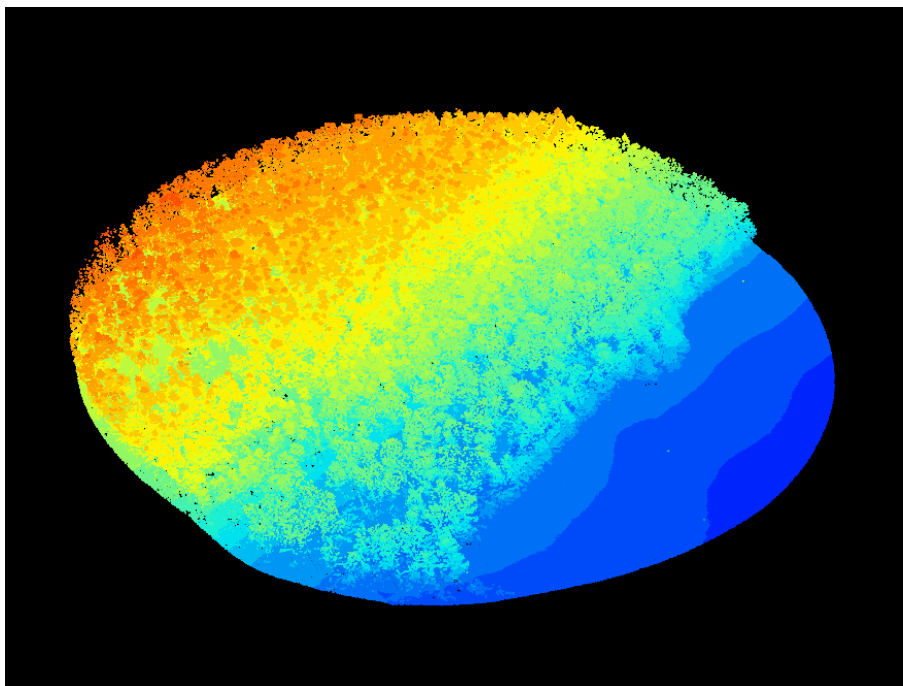
Jusqu'ici, le LiDAR n'a été que peu utilisé pour caractériser la structure des lisières, malgré son efficacité déjà prouvée (Wang et al., 2020). Des métriques très intéressantes ont été développées par Bruggisser et al. (2024) pour mesurer et classer les lisières forestières suisses selon leur niveau de complexité de structure, en se concentrant notamment sur le cordon arbustif et le manteau forestier. D'autres travaux lient le LiDAR, les lisières et la faune aviaire : Melin et al. (2018) ont montré que la composition en oiseaux dans les lisières ne dépend pas uniquement d'un "simple" effet-lisière où se rencontreraient les communautés des habitats adjacents, mais est la conséquence de la structure physique de la lisière, de sa relation avec l'écosystème intérieur et, plus largement, de la structure, de la taille et de l'organisation de ces éléments dans le paysage. Verhelst et al. (2023) ont étudié l'impact de l'abrupté de la lisière sur la richesse du paysage acoustique par le moyen d'indices acoustiques.

2. *Light Detection And Ranging*

3. *TLS : Terrestrial LiDAR Scanning*

4. *ALS : Airborne LiDAR Scanning*

5. Noter le développement de mesures de la diversité du couvert forestier (FSD : *Forest Structural Diversity*) (Atkins et al., 2023).



Nuage de point LiDAR wallon sur un des sites étudiés

Bioacoustique

L'usage de la bioacoustique est relativement récent et connaît un essor grandissant (Sugai et al., 2019). Cette technologie ouvre la voie à l'identification automatique d'espèces animales, qu'elles soient aquatiques, terrestres ou aériennes, et à la gestion de leurs populations (Snaddon et al., 2013). Les oiseaux sont d'excellents proxis de l'état de la biodiversité (Pfeifer et al., 2017), et la plupart des espèces de l'avifaune produit des vocalises bien connues et documentées, en particulier en Europe (Bardeli et al., 2010). La bioacoustique est dès lors très utile pour les étudier (Teixeira et al., 2019). Cette méthode est adaptée à la mesure de métriques écologiques de base, comme les données de présence-absence, de richesse, d'abondance ou encore de densité d'espèces, proposant le nécessaire pour une large diversité d'analyses et de suivis d'espèces, populations et communautés (Teixeira et al., 2019). Des indices plus complexes de mesure du paysage acoustique existent et sont utilisés dans des études ornithologiques (Verhelst et al., 2023).

La qualité de détection des espèces par un enregistreur acoustique peut être comparable à celle de l'oreille humaine, voire supérieure selon la qualité de l'enregistreur (Toenies & Rich, 2021), malgré de légères différences dépendant des conditions d'écoute, ainsi que du type d'unité autonome d'enregistrement (UAE) (Castro et al., 2019; Pérez-Granados & Traba, 2021). Les avantages des UAE résident surtout dans la pose prolongée d'enregistreurs, jour et nuit, dans des sites parfois sensibles à la présence humaine, ce qui permet de détecter des espèces rares, parfois cryptiques ou nocturnes, en s'affranchissant d'un travail humain sur une longue durée (Bardeli et al., 2010; Teixeira et al., 2019). Les modèles les plus utilisés et réputés étant de très bonne qualité, certains enregistreurs sur le marché proposent pourtant des prix démocratiques, permettant de limiter les coûts de suivi ou de déployer un suivi acoustique sur une très grande envergure avec une qualité correcte (Farina et al., 2014).

Toenies & Rich (2021) ont montré qu'associer un enregistreur associé à un algorithme de reconnais-

sance des espèces (BirdNET ou Raven par exemple) permet de détecter la présence d'autant voire plus d'espèces qu'un humain, et ce avec un faible taux d'erreur. L'usage de tels algorithmes requiert cependant de prendre ses précaution et l'évaluation préalable des performances à l'interprétation des résultats est conseillée (Pérez-Granados, 2023).



Enregistreur acoustique installé dans une lisière. Photo : Rémy Driesen



Lisière dans le Condroz. Photo : Rémy Driesen

1.3 Objectifs

Le premier objectif de ce travail est d'estimer l'utilité, l'efficacité et la pertinence du LiDAR pour caractériser la structure végétale des lisières. D'une part, une typologie des lisières selon leur structure de végétation sera réalisée à partir de la littérature, permettant d'établir une base de travail. D'autre part, la structure des lisières sera mesurée à partir d'un nuage de point LiDAR par l'intermédiaire de différents indicateurs. Ces deux méthodes seront ensuite comparées pour évaluer l'efficacité de cette technologie.

Le second objectif est d'évaluer l'impact de la structure végétale sur les communautés d'oiseaux grâce à la bioacoustique. Après détection à l'aide d'enregistreurs, les espèces seront identifiées à l'aide d'un algorithme de reconnaissance automatique (BirdNet) dont un paramètre de confiance minimale sera défini après analyse de ses performances sur le jeu de données.



Mâle de Tarier pâtre (*Saxicola rubicola*) dans une trouée au coeur d'une pinède près de Saint-Hubert. Photo : Rémy Driesen

2 Matériel et méthodes

2.1 Zones d'étude

Les zones d'étude se situent en région wallonne, dans les biorégions du Condroz et de l'Ardenne (figure 3). Dans le Condroz, les sites étudiés se situent au Sud et à l'Est de la Meuse, autour des villages de Maillen, Faulx-les-Tombes et Coutisse, à des altitudes entre 200 et 300 m environ (figure ??a). En Ardenne, les sites étudiés sont situés à la limite Nord de la biorégion, autour de Nassogne et Saint-Hubert, de 350 à 550 mètres d'altitude (figure ??b).

Le Condroz est une matrice agricole dont la forêt occupe seulement 22% du territoire (80 000 ha). La forêt condrusienne est dominée par les chênaies et les peuplements de feuillus précieux, dont la majorité est gérée en taillis-sous-futaie. (Alderweireld et al., 2015). Elle présente des niveaux variables de fragmentation écologique, les zones les plus intéressantes se trouvant à l'Est de Huy, au Sud de Verviers et au Sud de Namur. C'est dans cette dernière que se situe la zone d'étude. On y trouve de grands massifs forestiers régulièrement découpés par des autoroutes et nationales. Le Condroz constitue une zone de transition entre la région sablo-limoneuse extrêmement fragmentée au Nord et la Famenne, l'Ardenne et la Lorraine belge au Sud, régions bien mieux conservées (Quadu & Leclercq, 2014).

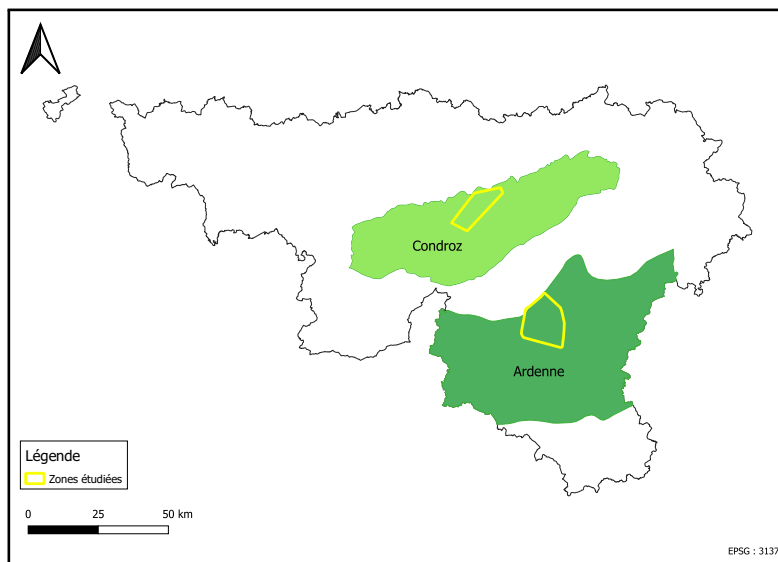


FIGURE 3 – Localisation des zones d'étude en Wallonie

En Ardenne, la forêt occupe une place majeure (58% de la surface totale). La moitié des 300 000 ha de forêt ardennaise est dédiée exclusivement aux pessières productives, les feuillus occupant un tiers de la surface (Alderweireld et al., 2015). Ce patrimoine forestier fait de cette région le réservoir en bois de la Wallonie. Avec une maille écologique moyenne supérieure au reste de la Wallonie, l'Ardenne est la biorégion la moins fragmentée (Quadu & Leclercq, 2014). L'important taux d'enrésinement de la région rend son potentiel d'accueil pour la biodiversité cependant limité.

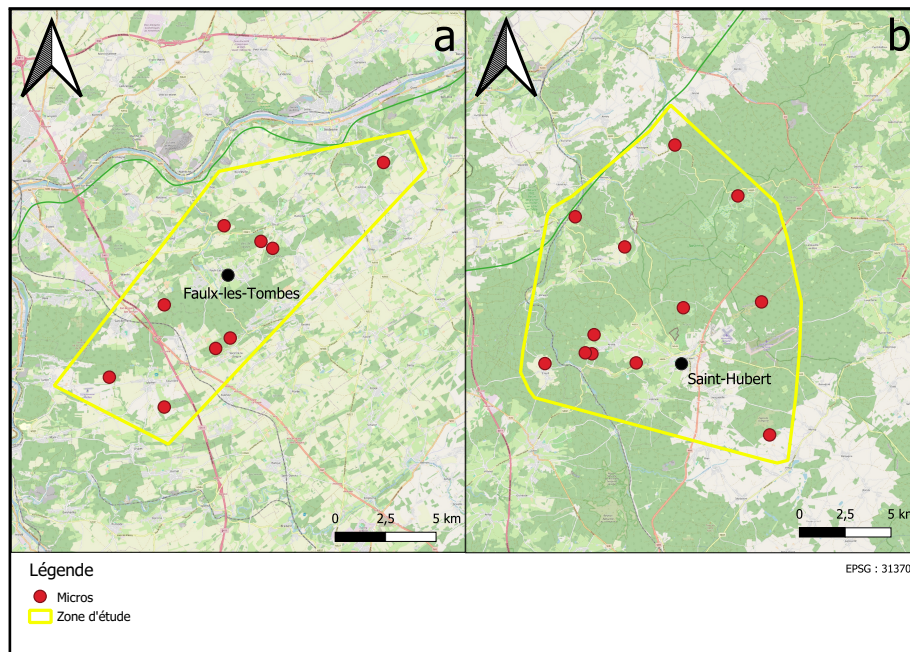


FIGURE 4 – Emplacements des 21 sites dans le Condroz (a) et en Ardenne (b)

2.2 Sélection des lisières et modalités

La sélection des lisières s'est faite sur base de la cartographie des écotopes belges par LifeWatch (Radoux et al.) et du jeu de données LiDAR wallon (Service Public de Wallonie). Une présélection des lisières intéressantes a été obtenue via une méthodologie très proche du projet CARTOLIS (Alignier et al., 2011), qui propose une marche à suivre pour cartographier les lisières forestières, et a été adaptée pour être réalisée sur le logiciel ArcGIS Pro 3.2.2 selon les critères repris dans la table 1.

TABLE 1 – Critères de présélection des lisières d'intérêt

| Écosystème | Critères de sélection | Critères d'exclusion |
|---------------|---|--|
| Forêt | Feuillu (cluster kmean = 9) Résineux (cluster kmean = 8) | Surface < 1 ha |
| Milieu ouvert | Prairies extensives Milieux ouverts naturels | Cultures Zones humides Sols nus ou divers |
| Lisière | orientation Sud (S-SE-SO) orientation Nord (N-NE-NO) | Traversée par route ou sentier Zone urbaine à moins de 50 m |

Il est possible que certaines parcelles classées comme des cultures par la typologie des écotopes de LifeWatch soient en réalité des prairies. Les lisières bordant des cultures ont donc été conservées lors de la prospection sur ordinateur au cas où une exception aurait été trouvée, mais aucune de celles-ci n'a finalement été conservée ou étudiée dans le présent travail.

Au total, ce sont 7 modalités définies en fonction de 4 critères présentant chacun 2 modalités :

- la **région biogéographique** : Condroz ou Ardenne. Les espèces généralistes occupent des niches écologiques très larges. Cependant, beaucoup d'espèces plus spécialisées requièrent des habitats plus spécifiques. Les biorégions wallonnes et, par conséquent, les types d'habitats que l'on y trouve, sont contrastés et proposent des compositions en espèces variées (Paquet et al., 2010). Il est donc intéressant de répéter l'étude dans plusieurs de ces régions biogéographiques pour avoir plus de chance de repérer des tendances ;
- le **type de peuplement forestier** : résineux ou feuillus. Comme dit précédemment, les communautés changent d'un habitat à l'autre ; les oiseaux retrouvés en forêt résineuse seront donc différents de ceux présents dans les peuplements feuillus, connus pour accueillir une diversité plus importante (Fichet et al., 2011) et moins spécialisée. La modalité "résineux" a été conservée uniquement pour les sites en Ardenne, le Condroz disposant de très peu de peuplements résineux ;
- l'**exposition** de la lisière : Nord (N-NE-NO) ou Sud (S-SE-SO), sachant que celle-ci a un impact important sur la richesse végétale et le développement du sous-bois sous le manteau arboré, de par la quantité de lumière qui pénètre ;
- la **complexité de structure** de la végétation dans la lisière : abrupte ou étagée/graduelle/complexe. Les lisières ont été classées selon la présence/absence d'un cordon arbustif (hauteur inférieure à 10 m) et une appréciation visuelle de l'allure du profil latéral de végétation : l'absence de cordon couplée à un profil vertical, c'est-à-dire atteignant des hauteurs proches du maximum sur une distance au sol très courte à partir du sol, pousse à classer la lisière comme abrupte. Des exemples de profils de lisières sélectionnées sont présentés à la figure 5. La sélection de lisières présentant un ourlet herbacé est délicate à l'aide du LiDAR. Ce facteur a donc été contrôlé en sélectionnant uniquement des lisières bordant des prairies extensives afin de garantir une strate herbacée riche.

Une recherche de 4 à 6 sites potentiels par modalité a été manuellement réalisée sur ArcGIS Pro, en choisissant des lisières correspondant aux sites présélectionnés en excluant les parcelles ouvertes dédiées de façon évidente aux cultures et aux pâtures intensives. L'objectif étant de garder 3 sites par modalité, avoir des sites supplémentaires permettait de pouvoir remplacer une lisière qui ne conviendrait pas aux critères désirés (à cause d'éléments non détectés lors de la prospection sur ordinateur) par une autre. Cela a permis de remplacer 2 lisières étagées dans le Condroz difficilement accessibles et longeant des pâtures intensives.

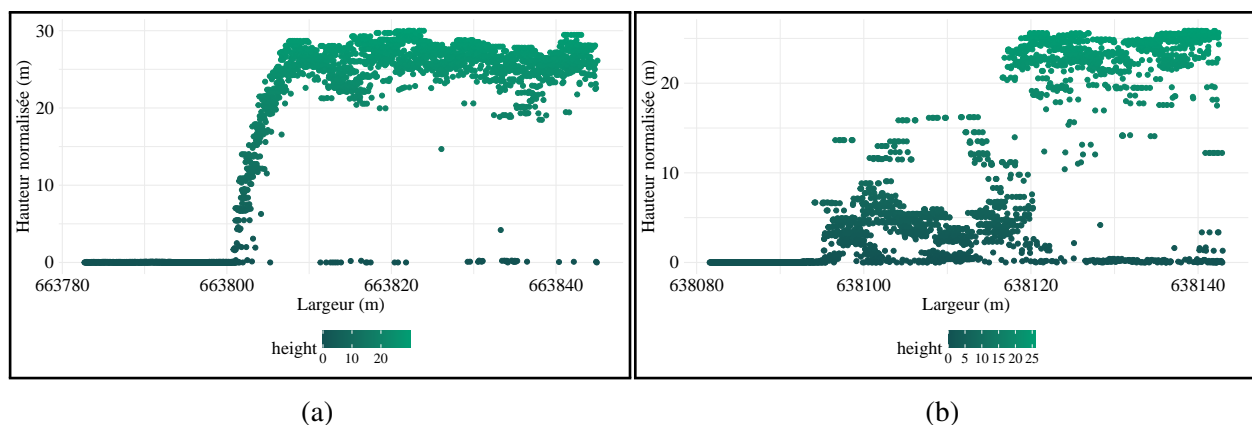


FIGURE 5 – Comparaison des profils de hauteur de végétation d'une lisière abrupte (a) et étagée (b)

Ces modalités permettront de comparer l'effet de la structure de la lisière, mais aussi celui du type de peuplement adjacent à la lisière et de l'exposition.

2.3 LiDAR et métriques de structure de végétation

La structure de végétation des lisières a été compilée en plusieurs indicateurs issus du nuage de points LiDAR de l'ensemble du territoire wallon réalisé par le Service Public de Wallonie aux hivers 2021 et 2022 (Service Public de Wallonie). Ce nuage de points est séparé en tuiles carrées de 500 mètres de côté, une densité moyenne de 6,8 pulses/m² et une précision de hauteur de 12cm. Il permet une résolution jusqu'à 50 cm sur une image raster (voir caractéristiques à l'annexe 1). Par sa précision accrue, ce nuage de points a été préféré à celui obtenu à l'hiver 2013-2014 (1,5 pulses/m²).

Ressources informatiques

Les traitements du nuage de points LiDAR ont été réalisés sur R (version 4.4.0) sous l'environnement RStudio (version 2024.4.2) grâce aux packages LidR (Roussel et al., 2020, 2024), terra (Hijmans et al., 2024) et sf (Pebesma & Bivand, 2023). Il est à noter que la méthodologie de mesure des métriques et les métriques elles-mêmes suivent celles réalisées dans le travail de Bruggisser et al. (2024), s'intéressant spécifiquement à la mesure des lisières grâce à la technologie LiDAR.

Traitement et collecte des données

Pour chaque site, le linéaire de l'interface forêt - prairie extensive d'intérêt a été découpé sur une longueur de 100 m (50m de part et d'autre de la localisation précise du micro) et un tampon de 30 m y a été appliqué. Les zones d'intérêt ont ensuite été extraites selon ces surfaces de 100 m * 60 m (figure 6). Les 21 nuages de points ont ensuite été normalisés puis rasterisés selon une résolution de 0,5m en un modèle de hauteur de canopée (CHM - *Canopy height Model*). Le long de chaque lisière, 5 transects de 50 m de long et distants de 20m entre eux ont été tracés perpendiculairement au linéaire matérialisant la lisière. De nouveaux nuages de points ont été extraits des nuages de points normalisés le long de ces transects sur une largeur de 10 m⁶ (5 m de part et d'autre du transect).

De là, des profils latéraux de hauteur de végétation sont construits (figure 8) et les métriques sont calculées pour chacun d'entre eux puis compilées selon leur moyenne, médiane et écart-type, valeurs minimales et maximales, écart interquartile et amplitude sur chacun des sites. L'intérêt de mesurer ces valeurs selon 5 échantillons plutôt que sur l'ensemble de la zone est de diminuer le risque de dilution de l'information structurelle. En effet, une lisière le long de laquelle la végétation est hétérogène (typique des lisières complexes, tantôt graduelle tantôt plus abrupte) a de fortes chances d'être interprétée comme une lisière plus abrupte qu'elle ne l'est réellement. Sous-échantillonner la zone augmente les chances de capter cette hétérogénéité (Dufrêne, com. pers., 23 avril 2024). Ce sous-échantillonnage de la lisière est utilisé pour calculer les variables de composants des lisières (*shrub*, *shelter* et *forest*) et les variables de pente (*rd_50*, *rd_75*, *rd_95*, *max_hi* et *max_slope*).

6. Notez qu'un nuage de points LiDAR peut présenter des abérations au niveau des bordures lors d'opérations comme la normalisation ou la rasterisation (Roussel et al., 2020). Il convient donc d'extraire un premier nuage de points plus large que la surface désirée sur lequel réaliser les opérations voulues avant d'en extraire à nouveau le résultat sous l'emprise finale, ce qui a été fait dans le cadre de ce travail.



FIGURE 6 – Dispositif d'échantillonnage des sites pour mesure des métriques LiDAR

Métriques

Les métriques issues du LiDAR, utilisées comme variables environnementales dans les analyses, sont le coefficient de variation du modèle de hauteur de canopée (HV), les proportions de surface occupée par les différentes composantes de la lisière (*shrub*, *shelter* et *forest*) et les variables de pente de la lisière (rd_{50} , rd_{75} , rd_{95} , max_{slope} et max_{hi}).

Variation de hauteur

La première variable est le coefficient de variation de la hauteur de canopée ou de la hauteur maximale de chaque pixel sur le CHM, dénommée variation de hauteur (HV) :

$$HV = \frac{ecart - type(Z)}{moyenne(Z)} \quad (1)$$

Z correspondant à la hauteur du point le plus haut dans chaque pixel de 0.5 m de côté.

Composantes des lisières

Le CHM a été séparé en 4 classes, correspondant aux différents éléments de la lisière à savoir l'ourlet herbeux, le cordon arbustif, le manteau arboré et enfin, la forêt. Chaque pixel a ainsi été classifié selon sa hauteur :

$$0 \text{ m} \leq \text{ourlet} < 0.5 \text{ m} \leq \text{cordon (shrub)} < 4 \text{ m} \leq \text{manteau (shelterbelt)} < 16 \text{ m} \leq \text{forêt (forest)}$$

Les variables $\%shrub$, $\%shelter$ et $\%forest$ correspondent aux proportions de pixels (proxy de la surface au sol) que chaque classe occupe par rapport au nombre total de pixels occupés par la végétation ligneuse et ont été calculées comme suit :

$$shrub = \frac{surf_shrub}{surf_shrub + surf_shelterbelt + surf_forest} \quad (2)$$

$$shelter = \frac{surf_shelter}{surf_shrub + surf_shelterbelt + surf_forest} \quad (3)$$

$$forest = \frac{surf_forest}{surf_shrub + surf_shelterbelt + surf_forest} \quad (4)$$

où $surf_shrub$, $surf_shelterbelt$ et $surf_forest$ représentent le nombre de pixels classés comme appartenant respectivement au cordon arbustif, au manteau arboré et à la forêt. Les variables se concentrant sur la structure ligneuse de la lisière, c'est-à-dire du cordon, du manteau et enfin de la forêt, et pour ne pas que la quantité de pixels de la classe herbacée n'influence trop sur le résultat des variables décrites ci-dessus, il a été décidé de retirer cette dernière des calculs. Notez que ces métriques ont été mesurées sur chacun des 5 transects linéaires par site (figure 6).

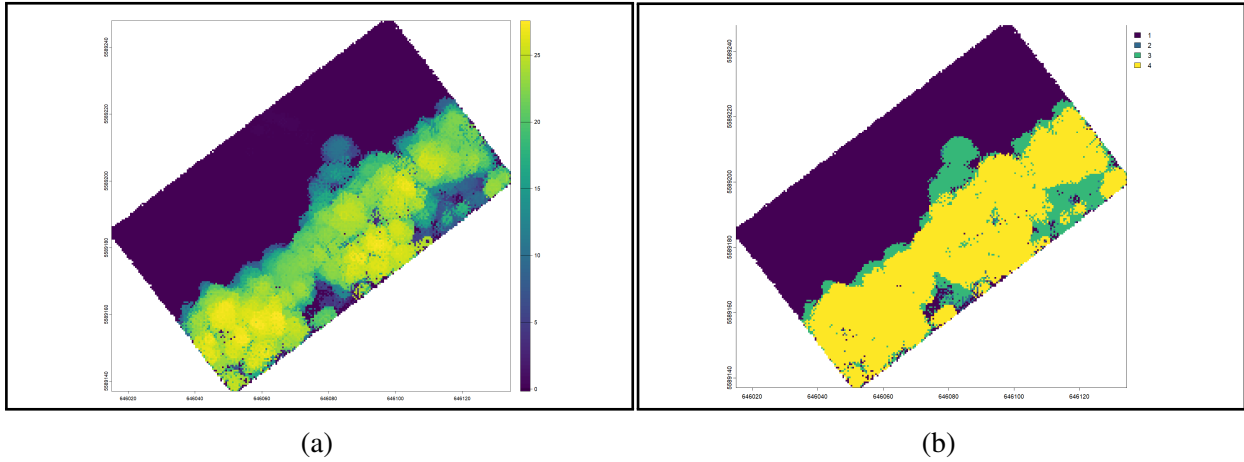


FIGURE 7 – Vue aérienne d'un nuage de points rasterisé mettant en évidence la hauteur de chaque pixel (a) et la classe de hauteur dans laquelle ils sont assignés (b)

Largeur

Les variables présentées ici approximent la largeur de la lisière. Pour ces métriques, le nuage de points a été échantillonné selon les transects présentés à la figure 6. Ces petits nuages de points ont ensuite été projetés sur un espace en deux dimensions pour produire les profils latéraux de hauteur de végétation (figures 5 et 8). Sur chaque profil, la hauteur maximale de végétation est mesurée. Ensuite, la distance au sol pour atteindre une hauteur de végétation égale à 50%, 75% et 95% de la hauteur maximale mesurée sur le profil à partir du premier point LiDAR > 50 cm est calculée. Ces valeurs sont calculées sur un profil partant du milieu ouvert vers l'intérieur de la forêt et correspondent respectivement aux variables rd_{50} , rd_{75} , rd_{95} ⁷. Une valeur élevée de ces paramètres correspond à un ou des éléments de lisière mieux développés, donc à une lisière plus graduelle. La variable rd_{95} peut également être considérée comme un proxy de la largeur totale de la lisière, du début du cordon à la

7. rd = rise distance

forêt⁸.

Pente

Les variables présentées ici décrivent l'abrupté de la transition entre l'écosystème ouvert et l'écosystème forestier. Un profil de hauteur croissante est construit à partir du profil de hauteur, en ne prenant en compte que les augmentations de hauteur entre 2 points consécutifs (les diminutions de hauteur sont négligées), et ce toujours en partant du milieu ouvert vers la forêt. La variable max_hi ⁹ correspond à l'augmentation maximale sans interruption de hauteur de points consécutifs, et traduit un caractère abrupt le long du profil.

La pente entre le dernier point LiDAR à 0.5 m de haut (fin de l'ourlet et début du cordon) et tous les points situés plus haut que le précédent est mesurée. La pente maximale est conservée pour chaque profil et correspond à la variable max_slope .

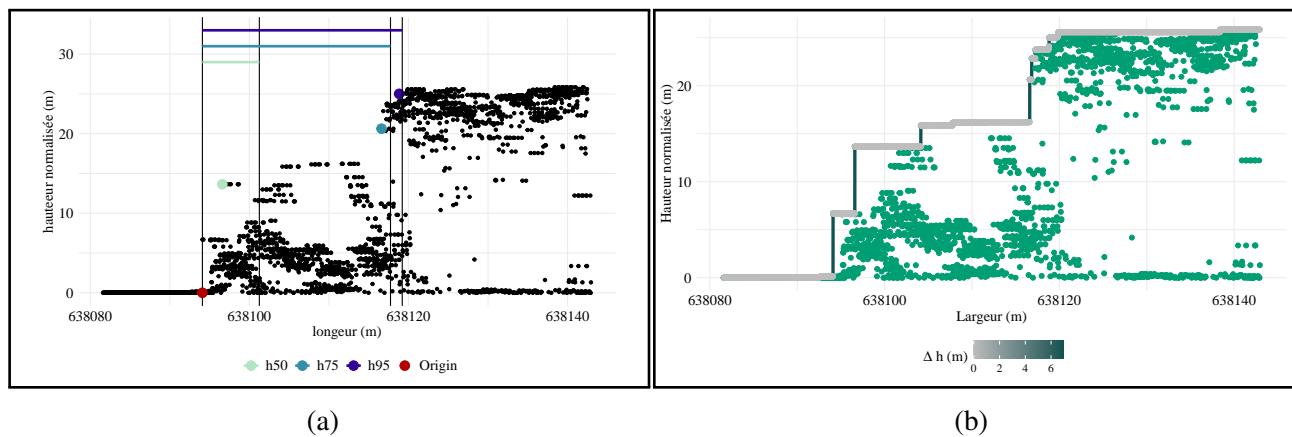


FIGURE 8 – Visualisation des métriques issues du LiDAR : (a) métriques de largeur (rd_{50} , rd_{75} et rd_{95}) et (b) métriques de pentes (max_hi et max_slope)

8. Cette description de la largeur de la lisière se limite à la simple structure de la végétation ; aucune interprétation n'est faite sur l'effet-lisière existant possiblement de part et d'autre de l'interface sur des distances bien supérieures à celles obtenues dans cette étude.

9. $hi = height\ increase$, donc max_hi correspond à $max\ height\ increase$

TABLE 2 – Récapitulatif des métriques utilisées

| Type | Abréviation | Définition | Échelle de mesure |
|---------------------------|------------------|---|-------------------|
| Variation de hauteur | <i>HV</i> | Variation globale de la hauteur de la canopée | Site |
| Composition de la lisière | <i>shrub</i> | Proportion de surface au sol occupée par une végétation entre 0.5 et 4 m de haut | Transect |
| | <i>Shelter</i> | Proportion de surface au sol occupée par une végétation entre 4 et 16 m de haut | |
| | <i>Forest</i> | Proportion de surface au sol occupée par une végétation entre au-delà de 16 m de haut | |
| Largeur | <i>rd_50</i> | Distance pour passer de 0.5 m à 50% de la hauteur maximale du profil | Transect |
| | <i>rd_75</i> | Distance pour passer de 0.5 m à 75% de la hauteur maximale du profil | |
| | <i>rd_95</i> | Distance pour passer de 0.5 m à 95% de la hauteur maximale du profil | |
| Pente | <i>max_slope</i> | Augmentation de hauteur maximale entre deux points consécutifs | Transect |
| | <i>max_hi</i> | Pente maximale mesurée dernier point <0.5 m et les autres points du profil | |

2.4 Bioacoustique

Les enregistrements acoustiques ont été réalisés avec 12 enregistreurs Song Meter Micro 1 (SMM1) et 10 Song Meter Micro 2 (SMM2) produits par Wildlife Acoustics. Ces enregistreurs, ou unités autonomes d'enregistrement (UAE) disposent d'un micro omnidirectionnel et proposent un rapport signal/bruit de 73 dB, qui sont les caractéristiques recommandées pour des performances correctes de l'appareil (Darras et al., 2018). Les enregistrements ont été réalisés à un taux d'échantillonnage de 8 à 96 kHz, suffisant pour capter la plupart des vocalises de l'avifaune (Farina & Pieretti, 2014).

Chaque UAE a été placé pendant 3 jours au moins, pour collecter finalement 72 heures d'enregistrement continu par site et par répétition. Sachant que les oiseaux sont moins actifs en cas de météo pluvieuse et venteuse, les répétitions ont été réalisées judicieusement pour garantir des conditions durant l'ensemble les 72 heures. De plus, éviter les périodes venteuses et pluvieuses permet de limiter les bruits parasites détectés par les enregistreurs acoustiques. Pour chaque site, 2 répétitions ont été réalisées : une première du 26 avril au 12 mai, et une seconde du 10 au 17 juin.

Les UAE ont été positionnées sur un arbre à l'aide d'un antivol destiné initialement aux vélos, à une hauteur allant de 1,30 m à 1,80 m, jusqu'à maximum 5 mètres de la limite herbacé - arbustes/arbres (figure 9). Dans le cas d'une lisière ouverte (sans cordon ou sous-bois, comme dans le cas d'une futaie équienne), il a été pris soin d'orienter l'enregistreur non pas face à la prairie, mais avec un angle de 90° pour éviter un bruit trop important. Leur position GPS a été enregistrée lors de la première pose afin d'être replacée au même endroit lors du second passage, à l'aide de photographies pour certains sites.



FIGURE 9 – Micro SMM1 installé sur un arbre

BirdNet : définition du seuil de confiance

Les données acoustiques ont été traitées grâce à l’algorithme BirdNet Analyzer appelé via un script Python. BirdNet est un algorithme qui utilise les réseaux neuronaux pour identifier les vocalisations des oiseaux. Il a été développé par The Cornell Lab of Ornithology et Chemnitz University of Technology (Kahl et al., 2021). Il permet de reconnaître plus de 3000 espèces du monde entier sur des enregistrements de 3 secondes, échantillonnés sur un plus long enregistrement. Différents paramètres peuvent être modifiés sur BirdNET : la superposition et la sensibilité sont restés inchangés, tandis que les filtres temporels et spatiaux, permettant d’adapter la liste d’espèces proposée par l’algorithme, ont été adaptés pour correspondre aux périodes des enregistrements et à la région wallonne (Sud du sillon sambro-mosan).

Pour chaque identification, BirdNet fournit un indice de confiance, valeur comprise entre 0 et 1. Plus la valeur est élevée, plus BirdNet considère l’identification comme fiable. La précision se définit comme la proportion d’identifications correctes par rapport au nombre total d’identifications, et le taux de rappel est la proportion de vocalisations détectées d’une espèce par BirdNet par rapport au nombre total de vocalisations de l’espèce dans un enregistrement. Une faible précision mène à un taux élevé de faux positifs¹⁰ tandis qu’un faible taux de rappel produit une quantité importante de faux négatifs¹¹.

La précision tend à augmenter lorsqu’on ne conserve que les identifications au dessus d’un score minimum de confiance défini (Pérez-Granados, 2023). Cependant, cette précision peut fortement varier entre les espèces pour un même seuil de confiance. Il est donc recommandé d’établir un seuil de confiance propre à chaque étude. Le présent travail se focalisant sur la diversité et la composition en espèces plutôt que sur des espèces-cibles, et sachant qu’un taux élevé de faux positifs est plus néfaste qu’une forte proportion de faux négatifs pour les études écologiques (Tolkova et al., 2021), le protocole s’est basé uniquement sur la précision pour définir le seuil minimal de confiance.

Afin de définir le seuil de confiance suivi dans ce travail, des points d’écoute associés à une vérification d’un échantillon des enregistrements d’avril-mai ont été réalisés. Les points d’écoute suivent la méthodologie du programme de suivi des oiseaux communs de Wallonie proposé par Aves - Natagora (Aves, 2022) : d’une durée de 5 minutes, la session entière débutant au plus tôt juste après le lever du soleil et se terminant maximum 4 heures après le lever du Soleil. Tous les individus détectés sont notés et les oiseaux chanteurs (donc territoriaux) sont identifiés. En parallèle, l’UAE enregistrait ces mêmes 5 minutes afin de se faire une idée de la différences en espèces détectées et d’obtenir un premier échantillon pour la définition du seuil. En plus de ça, 5 autres minutes ont été échantillonnées, en général 24 heures après la pose de l’UAE. Pour chaque site ont donc été retenues 2*5 minutes d’enregistrement. Celles-ci ont d’abord été traitées par BirdNet puis écoutées pour vérifier les identifications du logiciel. Un seuil préliminaire de confiance de 0,25 a été défini, divisant par 4 le nombre d’identifications et donc le temps de calcul. Il a également facilité le travail de vérification manuelle en limitant fortement le nombre élevé d’identifications par tranche de 3 secondes. Pour certaines vocalises plus délicates à identifier, une comparaison a été faite avec les enregistrements de Xeno-Canto.

Les espèces détectées lors du point d’écoute ont presque toutes été détectées par BirdNet, à l’exception des individus situés à une longue distance de l’observateur et du micro. Sur les 210 minutes d’enregistrement, la précision moyenne est de 0,84 (écart-type = 0,37), avec 1470 identifications réalisées.

10. Faux positif : identification incorrecte de BirdNET.

11. Faux négatif : espèce présente mais non détectée, ou identification correcte non détectée.

Comme le montre la figure 10a, augmenter le seuil de confiance permet d'améliorer rapidement la précision des identifications. Cela a aussi pour effet de diminuer le nombre de contacts, et par conséquent le nombre d'espèces détectées (figure 10b). Les espèces présentant une faible précision sont souvent des espèces peu communes et détectées à peu de reprises, tandis que la précision des espèces communes et fréquemment détectées est souvent élevée.

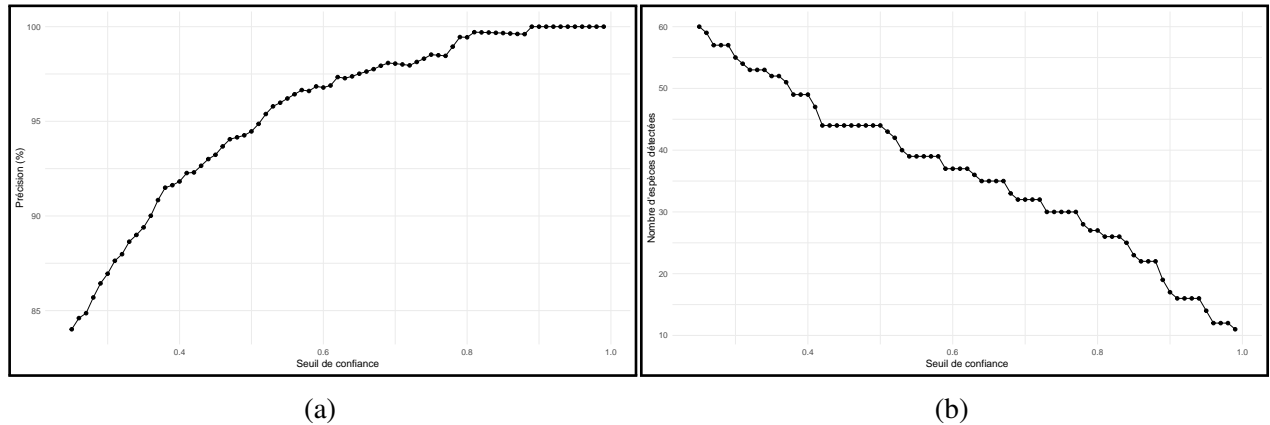


FIGURE 10 – Évolution de la précision (a) et du nombre d'espèces détectées (b) en fonction du seuil de confiance de BirdNET (informations plus détaillées en annexe 3)

Afin de réaliser un compromis équilibré entre précision et espèces détectées, il a été décidé d'utiliser un seuil de confiance de 0,7, c'est-à-dire que seules les identifications avec un indice de confiance égal ou supérieur à 0,7 seront conservées et utilisées pour les analyses statistiques.

2.5 Analyses statistiques

Ressources informatiques

La totalité des analyses ont été effectuées sur R (version 4.4.0) sous l'environnement RStudio (version 2024.4.2) à l'aide des packages *vegan* (Oksanen et al., 2024), *FactoMineR* (Husson et al., 2008), *factoextra* (Kassambara & Mundt, 2020), *ade4* (Dray & Dufour, 2007) et *labdsv* (Roberts, 2023). Une grande partie de ces analyses ont été réalisées grâce aux codes présentés dans l'ouvrage de Borcard et al. (2011).

Variables de structure des lisières

Une typologie arbitraire des lisières selon leur structure a donc été effectuée. Une Analyse en composantes principales (ACP) sera réalisée pour vérifier que les indicateurs mesurés grâce au LiDAR permettent de confirmer cette typologie. L'ACP est une méthode d'ordination qui simplifie la visualisation du jeu de données en redistribuant les sites dans un espace multidimensionnel dans lequel les axes, appelés axes principaux ou vecteurs propres, sont des combinaisons linéaires des variables initiales et maximisent leur variabilité. Ces axes sont non corrélés. Cette analyse sera couplée à un clustering *k-means* pour regrouper les sites les plus similaires en fonction des variables.

Une Analyse Linéaire Discriminante (ALD) sera réalisée avec pour objectif d'identifier le rôle des différentes variables dans la distinction de sites selon les 2 types de structure considérés ici. Une méthode de sélection *stepwise* sera effectuée pour conserver les variables qui, ensemble, discriminent le mieux ces groupes (Legendre & Legendre, 2012).

Communautés d'espèces

Les données relatives aux abondances des espèces dans les différents sites ont d'abord été prétraitées : n'ont été conservées que les espèces nicheuses et non invasives. Un filtre a également été conservé pour sortir de l'analyse les espèces détectées à 1, 2 ou 3 reprises par site. Le but de cette démarche est d'éviter de capter des individus de passage ou en vol, pas réellement utilisateurs de la lisière. À partir de 110 espèces détectées au départ, 28 ont été supprimées car non nicheuses ou invasives et 17 car elles sont considérées trop rares pour être pertinentes. Au final, 65 espèces d'oiseaux ont donc été utilisées dans les analyses. L'annexe 4 précise les espèces qui ont été conservées ainsi que les espèces supprimées de l'analyse.

Une Analyse en Coordonnées Principales (ACoP) a été effectuée pour étudier composition en espèces des sites. Cette méthode d'ordination place les sites dans un espace à dimensions réduites en conservant les différences entre les sites en travaillant à partir d'une matrice des distances (Legendre & Legendre, 2012). Les données d'abondance présentant des différences fortes d'une espèce à l'autre (*Acrocephalus palustris* détecté 4 fois, *Phylloscopus collybita* détecté 29 560 fois sur l'ensemble des sites), elles ont subi une transformation logarithmique en base 10 avant d'être traitées afin que les résultats dépendent plus des assemblages d'espèces dans les sites que des espèces rares ou très abondantes. Cette analyse sera complétée d'un clustering permettant de réaliser une analyse des espèces indicatrices des groupes formés, en suivant la méthode IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997). Une analyse des espèces indicatrices sera également effectuée sur les groupes de sites formés lors de l'analyse de la structure des lisières.

Lien entre structure et composition aviaire

Une Analyse Contrainte en Coordonées Principales (ACCoP) sera réalisée afin de comprendre dans quelle mesure les variables structurelles ainsi que la typologie de structure des lisières permettent d'expliquer la distribution des espèces à travers les différents sites. Une analyse des espèces indicatrices sera également effectuée.

Ces analyses seront réalisées sur l'ensemble du jeu de données, mais également par région, facteur étant probablement le critère le plus déterminant pour expliquer la distribution des espèces.

3 Résultats

3.1 Variables de structure des lisières

Une première ACP a été réalisée avec les variables quantitatives issues du nuage de points. Comme visible à la figure 11, le nombre élevé de variables ($n = 49$) rend l'interprétation des résultats difficile. On peut aussi remarquer que les variables issues du même indicateur vont dans des sens similaires, sauf pour *max_hi* et *rd_95*. Pour améliorer la lisibilité et faciliter l'interprétation écologique des résultats, il a donc été décidé de ne conserver qu'une seule variable par indicateur ; la moyenne allant dans la même direction et expliquant souvent une part supérieure de la variance par rapport à la médiane, il a été choisi de ne conserver que la moyenne de chaque indicateur pour chaque site.

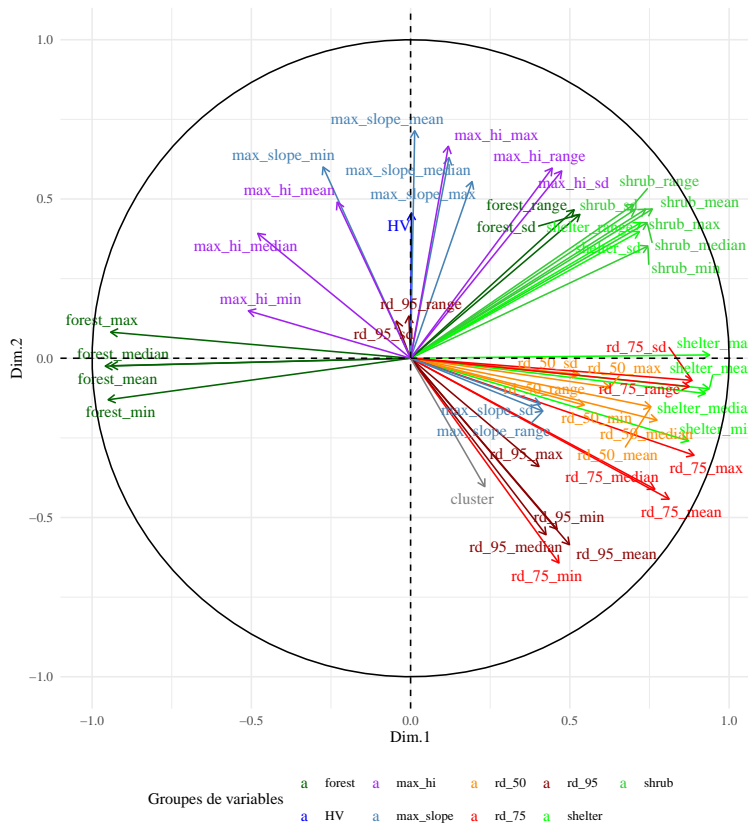


FIGURE 11 – Cercle des corrélations des variables quantitatives de l'ACP

L'analyse en composantes principales permet d'expliquer 67.35% de la variance du jeu de données ($PC1 = 46.00\%$ et $PC2 = 21.35\%$). Le clustering *k-means* en 2 groupes rassemble 6 sites d'une part, et 15 d'autres part ; le premier groupe correspond aux 6 lisières dont la structure a été identifiée comme étagée avant les analyses. La séparation entre ces groupes se joue principalement au niveau du 1^{er} axe de l'ACP. Ce dernier dépend fortement des variables *forest*, *shelter* et *rd_75*, et dans une moindre mesure de *rd_50*, *rd_95* et *shrub* (table 3).

Le second axe dépend principalement de la variation de hauteur (*HV*) et de la pente maximum (*max_slope*), ainsi que du saut de hauteur maximale sur le profil (*max_hi*) et de la place occupée par un cordon ar-

bustif (*shrub*). On remarque sur la figure 12 que les lisières étagées sont très dispersées le long du 2^{eme} axe.

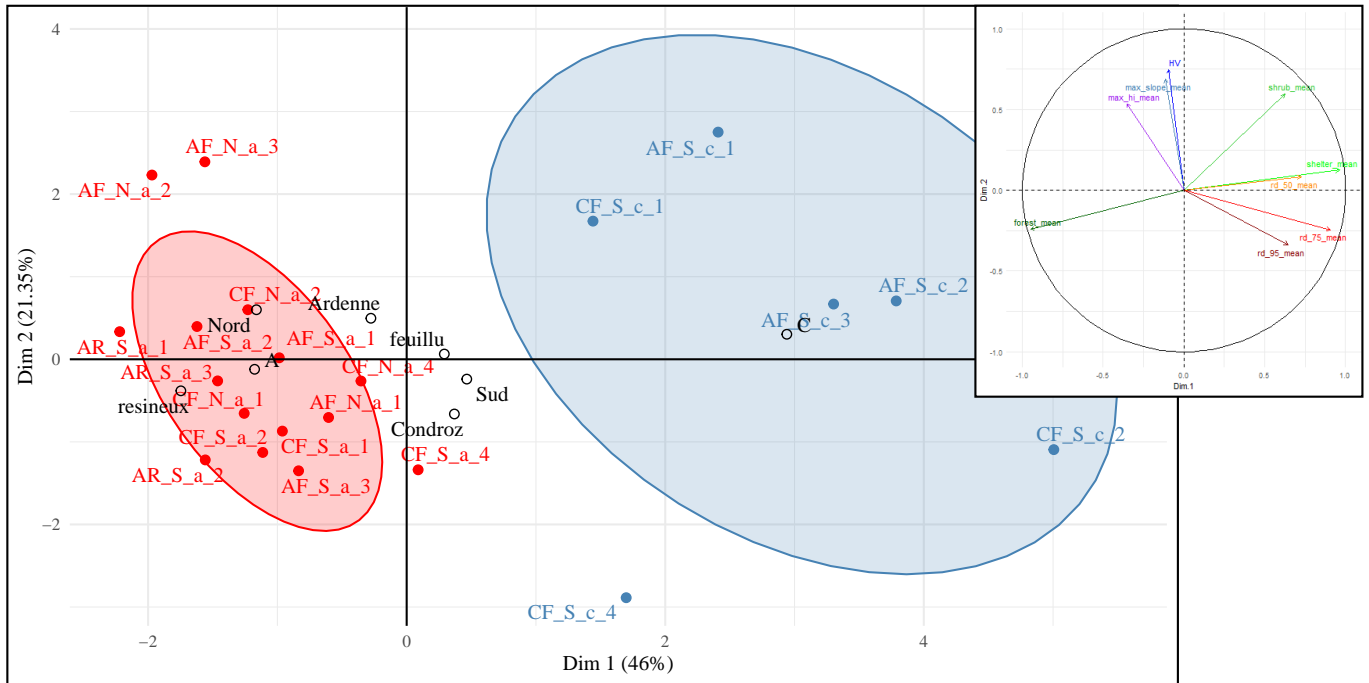


FIGURE 12 – Sites représentés selon les deux premiers axes de l’ACP sur les indicateurs de structure (graphe principal) avec projection des facteurs (noir) et projection des variables sur le cercle des corrélation (graphe en haut à droite). Les groupes sont représentés par des ellipses incluant environ 80% des sites

Les résultats de l’analyse canonique discriminante sont visibles sur la figure 13. Les deux clusters sont très bien séparés le long du premier axe, lequel dépend principalement des variables *forest*, *shelter*, *rd_75*, *rd_50* et *shrub*. Les lisières complexes (en bleu) sont relativement dispersées le long du second axe canonique, auquel contribuent surtout les variables *rd_95* et *max_slope* (Table 3).

TABLE 3 – Contribution des variables le long des 2 premiers axes de l’ACP et de l’ALD

| Variables | ACP | | ALD | |
|------------------|---------|---------|-----------|-----------|
| | Dim.1 | Dim.2 | Can.1 | Can.2 |
| <i>HV</i> | -0.0967 | 0.7475 | 0.065011 | 0.187927 |
| <i>shrub</i> | 0.6257 | 0.5949 | 0.742900 | 0.172129 |
| <i>shelter</i> | 0.9632 | 0.1249 | 0.892990 | 0.163290 |
| <i>forest</i> | -0.9500 | -0.2388 | -0.917344 | -0.175907 |
| <i>rd_50</i> | 0.7267 | 0.0831 | 0.781833 | -0.177987 |
| <i>rd_75</i> | 0.9080 | -0.2438 | 0.827749 | -0.135142 |
| <i>rd_95</i> | 0.6453 | -0.3368 | 0.546453 | -0.282917 |
| <i>max_slope</i> | -0.1154 | 0.6860 | -0.163878 | 0.246528 |
| <i>max_hi</i> | -0.3546 | 0.5346 | -0.206349 | 0.199843 |

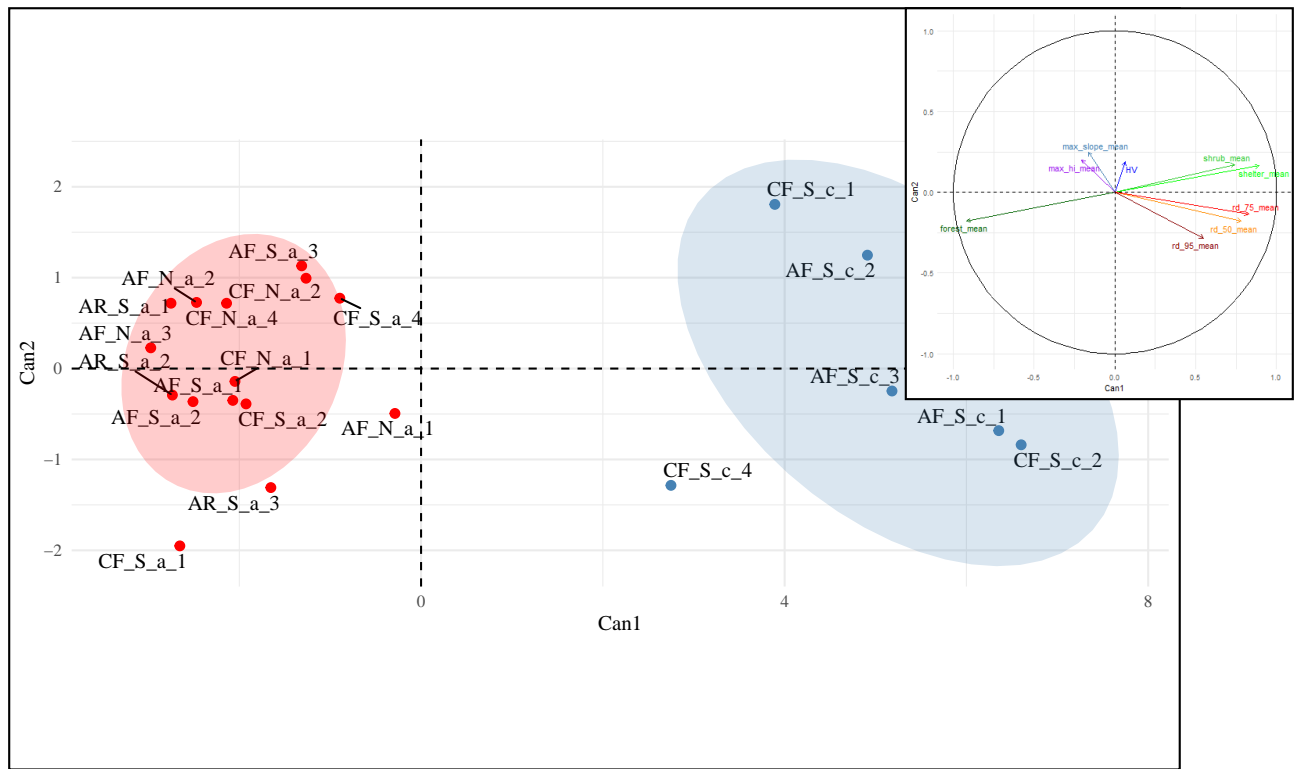


FIGURE 13 – Résultats de l’ALD et du clustering représentant les sites sur les deux premiers axes canoniques (graphe principal) et projection des variables sur le cercle des corrélations (graphe en haut à droite). Les groupes sont représentés par des ellipses incluant environ 80% des sites

TABLE 4 – Variables de l’analyse discriminante sélectionnées par *stepwise*

| Variables | R ² partiel | F-valeur | Pr > F |
|------------------|------------------------|----------|--------|
| <i>forest</i> | 0.7704 | 63.74 | <.0001 |
| <i>rd_50</i> | 0.3117 | 8.15 | 0.0105 |
| <i>max_slope</i> | 0.2283 | 5.03 | 0.0385 |
| <i>max_hi</i> | 15.09 | 2.84 | 0.1111 |

3.2 Composition en espèces

La PCoA explique 37.65% de la variance de la distribution des espèces à travers les sites ($PCo1 = 21.31\%$ et $PCo2 = 16.34\%$). Le clustering en 2 groupes rassemble un premier groupe de 10 lisières d’Ardenne (bleu sur la figure 14) et un second de 11 lisières constitué de deux lisières feuillues ardennaises et des 9 sites condrusiens (rouge sur la figure 14). L’analyse IndVal identifie 2 espèces comme indicatrices du premier groupe (bleu) : la Mésange noire *Periparus ater* ($IV = 60.00\%$) et la Mésange huppée *Lophophanes cristatus* ($IV = 48.99\%$). 19 espèces sont indicatrices du second groupe (rouge). Vu que le facteur de séparation des sites semble être lié au facteur régional, cette analyse a été réitérée dans les deux régions séparément.

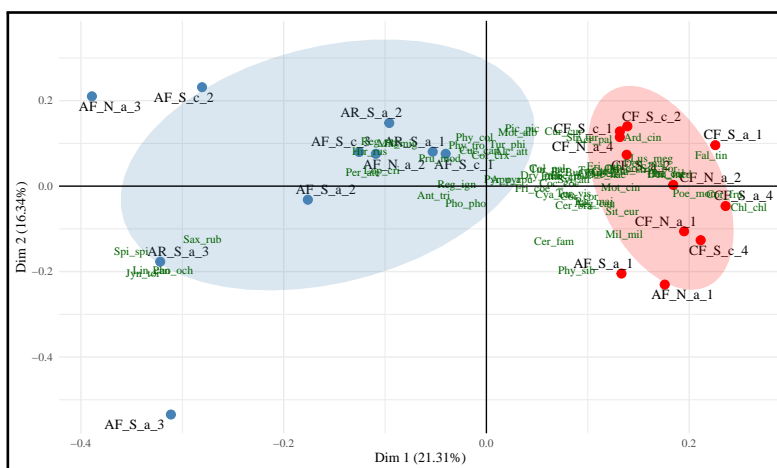


FIGURE 14 – Résultats de l'ACoP et du clustering en 2 groupes avec les espèces projetées (vert)

Ardenne

Les deux premiers axes de la PCoA expliquent 41.50% de la variance de la distribution des espèces ($PCo1 = 23.07\%$ et $PCo2 = 18.43\%$). Le clustering en 2 groupes distingue un groupe de 3 lisières feuillues dont les 2 lisières groupées avec les sites condrosiens dans la PCoA réalisée sur l'ensemble des sites étudiés. On remarque que le site AR_S_a_3 se distingue très nettement des autres sites. Sur un total de 57 espèces détectées en Ardenne, 2 sont indicatrices du premier groupe de 3 lisières (en rouge sur la figure 15) : le Pouillot siffleur *Phylloscopus sibilatrix* ($IV = 99.42\%$) et le Milan royal *Milvus milvus* ($IV = 62.63\%$). Une espèce est indicatrice du second groupe (en bleu sur la figure 15) : le Pouillot véloce *Phylloscopus collybita* ($IV = 99.58\%$).

Condroz

Les deux premiers axes de la PCoA expliquent 50.61% de la distribution des espèces au travers des sites dans le Condroz ($PCo1 = 35.51\%$ et $PCo2 = 15.1\%$). L'analyse IndVal révèle que, pour un total de 56 espèces détectées dans le Condroz, 5 sont indicatrices du groupe composé de 6 sites (en bleu sur la figure 16) : le Pouillot véloce *Phylloscopus collybita* ($indicator_value(VI) = 99.19\%$), la Locustelle tachetée *Locustella naevia* ($IV = 90.17\%$), la Fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla* ($IV = 89.02\%$), le Lorient d'Europe *Oriolus oriolus* (85.33%) et la Buse variable *Buteo buteo* ($IV = 84.58\%$). Aucune espèce n'est indicatrice du second groupe, leurs valeurs indicatrices étant toutes inférieures à 80%.

L'annexe 5 précise la répartition des espèces à travers les sites à l'aide d'histogrammes de l'abondance de chaque espèce pondérée par le temps d'écoute des enregistreurs.

3 RÉSULTATS

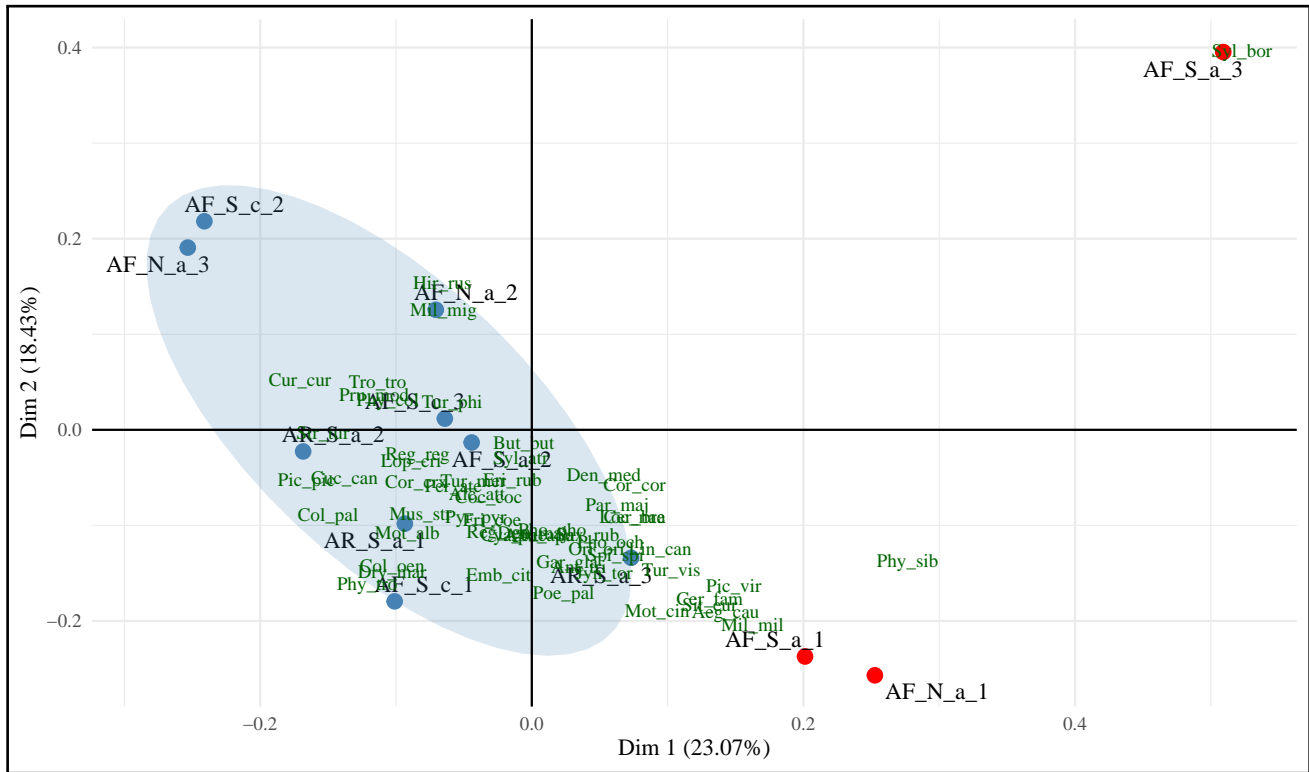


FIGURE 15 – Résultats de la PCoA et du clustering en 2 groupes avec les espèces projetées (vert) en Ardennes

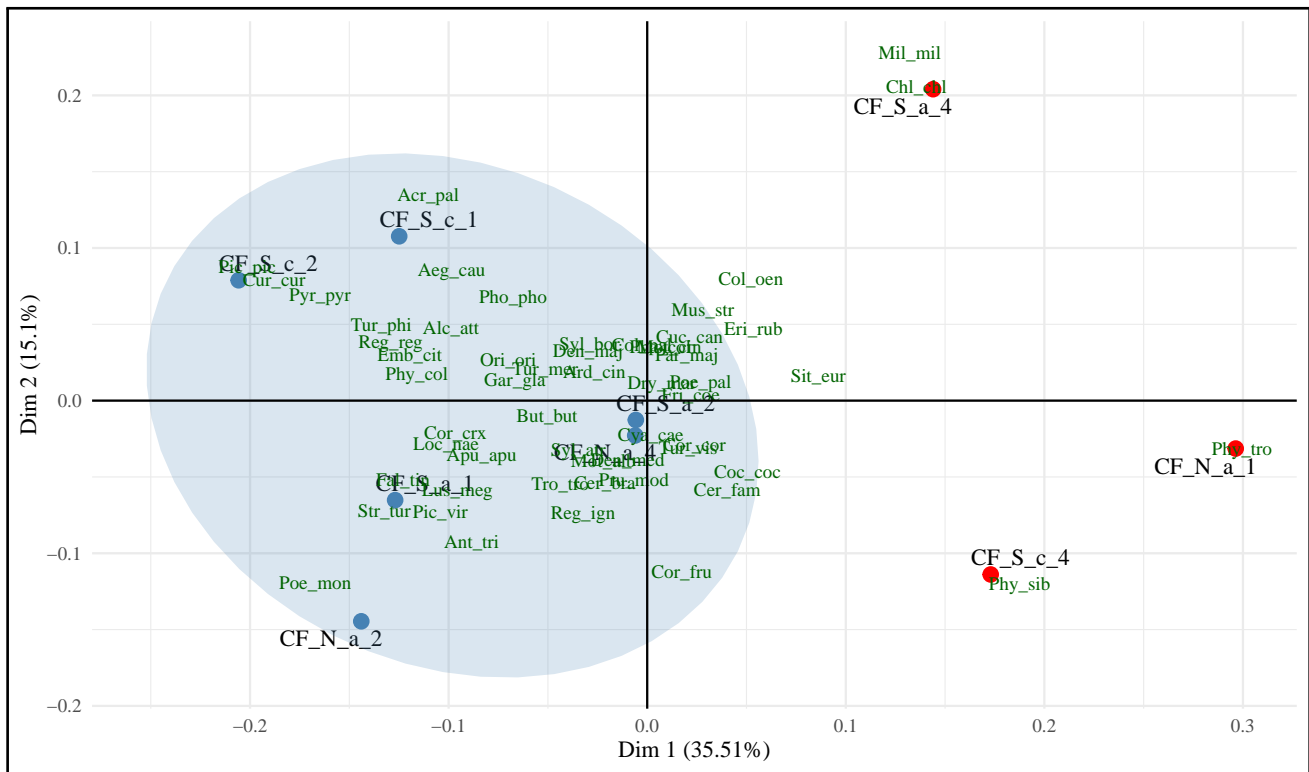


FIGURE 16 – Résultats de la PCoA et du clustering en 2 groupes avec les espèces projetées (vert) dans le Condroz

3.3 Lien entre structure et composition aviaire

L'analyse contrainte en coordonnées principales dans les deux régions montre un effet significatif de la variable *forest* et presque significatif pour la variable *max_slope* pour expliquer la distribution des oiseaux à travers les sites. Deux variables non sélectionnées par le modèle discriminant sont également significatives : *shelter* et *HV*. Ni la typologie de structure, ni le premier axe de l'analyse canonique discriminante sont significatifs. La combinaison de variables sélectionnées lors de l'analyse discriminante, à savoir *forest*, *rd_50*, *max_slope* et *max_hi*, explique 21.93% de la variance de la distribution des espèces, ce qui n'est pas significatif ($F = 1.1238$ et $p - valeur = 0.254$).

Ardenne

Aucune variable n'est significative pour expliquer la distribution des espèces en Ardenne. La typologie de structure *structure* et *max_slope* sont presque significatifs. La combinaison de variables sélectionnées lors de l'analyse discriminante explique 35.24% de la variance de la distribution des espèces. Ni ce modèle ($F = 0.9525$ et $p - valeur = 0.565$) ni aucune des quatre variables utilisées ne sont significatifs. L'analyse IndVal selon la typologie de structure identifie une espèce indicatrice des lisières complexes : le Gobemouche gris *Musciscapa striata* ($IV = 66.67\%$).

Condroz

Aucune variable n'est significative pour expliquer la distribution des espèces dans le Condroz. La surface proportionnelle occupée par le cordon (*shrub*) est presque significative. La combinaison de variables sélectionnées lors de l'analyse discriminante explique 49.75% de la variance de la distribution des espèces. Ni le modèle ($F = 0.9902$ et $p - valeur = 0.504$) ni aucune des quatre variables utilisées ne sont significatifs. L'analyse IndVal selon la typologie de structure identifie une espèce indicatrice des lisières complexes : la Grive musicienne *Turdus philomelos* ($IV = 95.79\%$).

TABLE 5 – Effet de la typologie de structure (*structure*), du premier axe de l'analyse canonique discriminante (*Can.1*) et des variables LiDAR sur la distribution des espèces à travers les différents sites. Les valeurs en gras sont significatives (*; < 0.05) ou presque significatives ($. < 0.01$)

| Variables | Ardenne & Condroz | | Ardenne | | Condroz | |
|------------------|--------------------|----------------|--------------------|----------------|--------------------|----------------|
| | Variance expliquée | p-valeur | Variance expliquée | p-valeur | Variance expliquée | p-valeur |
| <i>structure</i> | 5.84% | 0.263 | 13.18% | 0.073 . | 7.84% | 0.825 |
| <i>Can.1</i> | 6.05% | 0.211 | 10.80% | 0.245 | 10.80% | 0.544 |
| <i>forest</i> | 8.30% | 0.038 * | 11.68% | 0.182 | 16.74% | 0.168 |
| <i>rd_50</i> | 4.59% | 0.519 | 8.71% | 0.492 | 5.27% | 0.969 |
| <i>max_slope</i> | 7.10% | 0.079 . | 13.53% | 0.065 . | 12.44% | 0.471 |
| <i>max_hi</i> | 2.94% | 0.950 | 4.19% | 0.957 | 6.44% | 0.891 |
| <i>shelter</i> | 8.03% | 0.037 * | 11.63% | 0.194 | 14.53% | 0.307 |
| <i>rd_75</i> | 5.64% | 0.295 | 10.92% | 0.246 | 8.62% | 0.788 |
| <i>shrub</i> | 6.24% | 0.207 | 9.48% | 0.371 | 18.98% | 0.077 . |
| <i>rd_95</i> | 3.43% | 0.850 | 4.52% | 0.950 | 9.68% | 0.667 |
| <i>HV</i> | 7.01% | 0.077 * | 11.18% | 0.212 | 12.03% | 0.424 |

4 Discussion

4.1 Objectif 1

Les résultats de l'ACP suggèrent que la typologie utilisée pour distinguer les lisières abruptes des lisières bien structurées a priori est correcte (figure 12). En effet, les indicateurs LiDAR permettent de séparer les sites en deux groupes qui correspondent exactement aux deux modalités de structure établies dans la typologie. Cette séparation semble se jouer principalement au niveau du premier axe de l'ACP, auquel sont fortement liées les variables de composition (*forest*, *shelter* et *shrub*) et de largeur de la lisière (*rd_50*, *rd_75* et *rd_95*). Le groupe des lisières étagées semblent montrer des valeurs plus élevées pour cinq de ces six variables, *forest* étant plus importante pour les lisières abruptes. Cela fait sens étant donné que les lisières abruptes ne présentaient pas de cordon et étaient bien plus étroites que les lisières complexes. Les éléments de lisières théoriques définis par Fichefet et al. (2011), ainsi que les différentes largeurs minimales des éléments généralement conseillées comme mesure de gestion (Snoeck & Baar, 2001), semblent donc judicieux pour caractériser la structure des lisières. Ces résultats coïncident également avec ceux obtenus par (Bruggisser et al., 2024), d'où les métriques utilisées dans ce travail ont été tirées. Notons que le facteur régional ne semble pas avoir de lien avec la caractérisation. Les facteurs de type de peuplement forestier et d'exposition ont un effet bien inférieur à la typologie de structure et semblent légèrement liés à la distinction des deux groupes. Cela est probablement dû au fait qu'aucune des lisières résineuses et des lisières exposées au Nord sélectionnées dans ce travail ne possédait de structure complexe ou étagée.

L'analyse canonique confirme les observations faites sur les variables discriminantes lors de l'ACP (figure 13). L'analyse discriminante *stepwise* a sélectionné 4 variables pour construire le modèle le plus parcimonieux permettant de discriminer les deux types de lisières : *forest*, *rd_50*, *max_slope* et *max_hi* (table 4). Seules les deux premières semblaient pourtant discriminer efficacement les deux groupes dans l'ACP. Cela est dû à leur forte corrélation : sélectionner deux variables très corrélées n'apporte pas grand chose à l'analyse, la variabilité de l'une étant déjà grandement expliquée par l'autre. Après avoir sélectionné *forest* qui est la variable la plus significative pour le clustering, il n'était donc pas intéressant de sélectionner toutes les cinq autres variables de composition et de largeur de lisière. Étant donné que l'analyse discriminante est ici utilisée pour discriminer seulement deux groupes, une régression linéaire multiple aurait également permis de comprendre le rôle des variables dans la discrimination (Legendre & Legendre, 2012). Néanmoins, l'approche multivariée est dans ce cas bien plus pertinente que des méthodes univariées, comme de simples analyses de la variance : ces dernières permettent de trouver les variables discriminantes seules, mais loupent les variables qui, bien qu'ayant une faible capacité de discrimination à elles seules, peuvent être beaucoup plus efficaces lorsqu'associées à une ou plusieurs autres variables (Legendre & Legendre, 2012).

La typologie de structure suivie dans ce travail fait donc sens. Cependant, elle n'est pas suffisante pour capter toute la complexité de structure des lisières, en témoignent les amplitudes importantes des sites et des ellipses relatifs aux lisières étagées (en bleu sur les figures 12 et 13). Les lisières abruptes sont relativement homogènes entre elles du fait de l'absence de strate de végétation basse entre la forêt et la prairie, et de leur moindre largeur. À l'inverse, les lisières étagées peuvent présenter toute une diversité de faciès et de profils. La sélection des lisières dans le cadre de ce travail a été réalisée de telle façon que les lisières "abruptes" étaient nettement abruptes et les lisières "étagées" présentaient clairement un cordon d'une bonne largeur : on peut imaginer que tout un gradient de structure existe entre ces dénominations "abrupte" et "étagée", relativement simples.

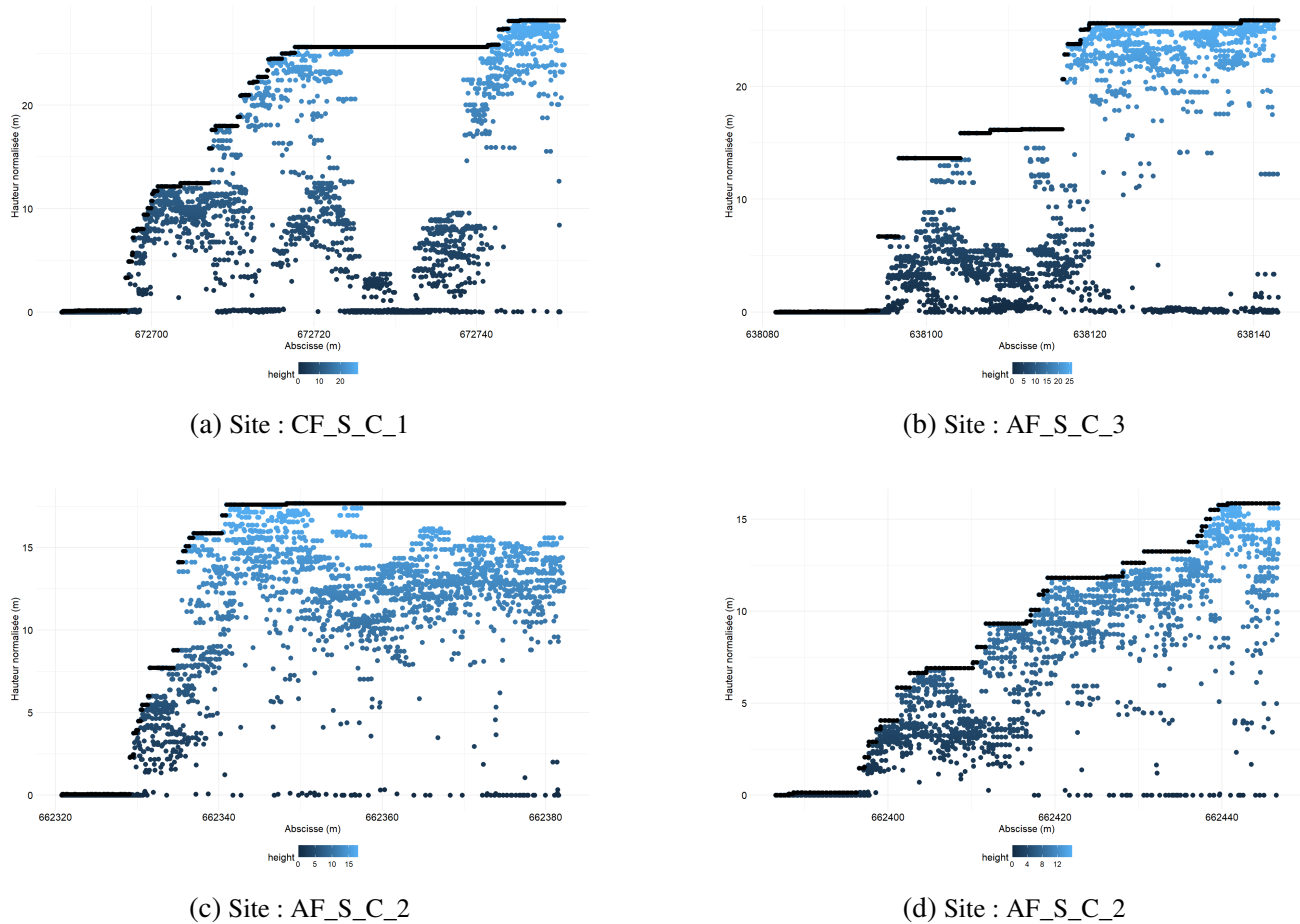


FIGURE 17 – Exemples de profils latéraux de hauteur de végétation de lisières étagées : (a) présence d’un cordon, manteau abrupt et trouée; (b) présence d’un cordon, manteau abrupt; (c) abrupt à faible hauteur; (d) lisière graduelle

Cette hétérogénéité peut s’exprimer entre les lisières (figures 17a et 17b) comme au sein d’une même lisière (figures 17c et 17d), ce qui suggère que la complexité de la lisière pourrait être considérée à différentes échelles : à l’échelle du transect (présence/absence des différents éléments de structure, largeur de chaque élément et de la lisière par exemple) mais également sur tout le long de celle-ci (diversité des paramètres entre les transects). Il pourrait être intéressant de développer des indicateurs de complexité de structure des lisières à large échelle, celle-ci étant connue pour avoir un impact important sur la capacité d’accueil de la lisière pour la biodiversité (Pfeifer et al., 2017), en considérant par exemple la sinuosité, ou les discontinuités dans le cordon (figure 18).

Bien que les analyses canoniques ne permettent pas de détecter plus de complexité que celle offerte par la typologie, ce travail montre que l’usage du LiDAR est pertinent pour caractériser les lisières selon leur structure. Le nuage de points wallon permet d’analyser et d’étudier la structure de végétation des forêts et des lisières à (très) large échelle et à faible investissement. La précision de ce nuage de points suffit à obtenir des données pertinentes et utilisables pour explorer l’effet de la structure des lisières. L’usage du LiDAR terrestre ou porté par drone offre plus de précision encore, et permettrait d’étudier la structure fine des lisières avec encore plus d’exactitude, comme celle du

sous-bois, et d'acquérir des données très rapidement à une grande échelle dans le cas du drone.

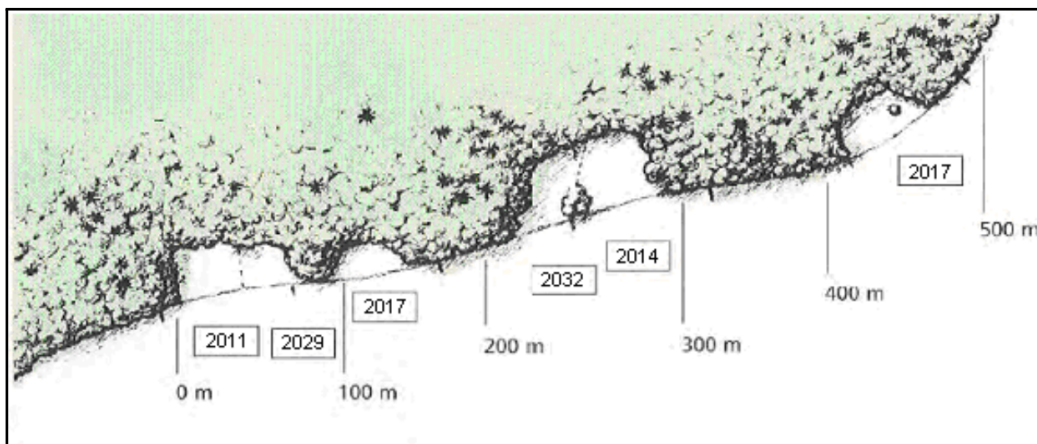


FIGURE 18 – Vue aérienne schématique d'une lisière forestière sinueuse. Source : DGE-FORET (2011)

4.2 Objectif 2

Les résultats de l'analyse en coordonnées principales (ACoP) montrent une réponse des espèces au facteur des régions biogéographiques. Ceci se vérifie également au niveau des espèces indicatrices : la Mésange noire et la Mésange huppée étant deux espèces inféodées aux grands massifs forestiers, typiques de la région ardennaise (Alderweireld et al., 2015). Les 19 espèces indicatrices du cluster correspondant aux lisières condrusiennes sont pour la plupart généralistes (Merle noir *Turdus merula*, Mésange charbonnière *Parus major*, Rougegorge familier *Erithacus rubecula* ou encore Corneille noire *Corvus corone*). La séparation de l'analyse par région permet donc d'améliorer la part de variabilité de la distribution des espèces expliquée par la structure des sites (de 37.65% pour tous les sites à 41.50% en Ardenne et 50.61% dans le Condroz) sans cependant faire ressortir des tendances nettes. Notons que l'ACoP a été préférée à une analyse des correspondances pour sa moindre sensibilité aux originalités, c'est-à-dire aux espèces rares¹². Cependant, le nombre sans doute trop restreint de sites utilisés augmente les chances de trouver des espèces rares, qui paraissent importantes pour certaines stations. Par exemple, le site AF_S_A_3 est très différents des autres sites ardennais, et il semble qu'il est aussi l'unique site à accueillir la Fauvette des jardins *Sylvia borin* (figure 15). La même observation est faite dans le Condroz, le Milan royal *Milvus milvus* et le Verdier d'Europe *Chloris chloris* ayant été détectés uniquement sur le site CF_S_A_4, le Pouillot fitis *Phylloscopus trochilus* sur CF_N_A_1 et le Pouillot siffleur *Phylloscopus sibilatrix* sur CF_S_C_4 (figure 16).

Les résultats des analyses contraintes en coordonnées principales (ACCoP) sur l'ensemble des sites ne montrent pas un effet significatif de la structure (*structure* dans la table 5) telle que la typologie utilisée dans ce travail l'entend. Lorsqu'on distingue les deux régions, c'est en Ardenne que les espèces semblent répondre le plus à la typologie de structure, celle-ci étant presque significative¹³. La combinaison linéaire du premier axe canonique de l'analyse discriminante (figure 3, *Can.1*) n'est pertinente dans aucune configuration. En revanche, certaines variables montrent une influence significative. Les

12. Le terme "rare" fait ici référence aux espèces trouvées dans un nombre très restreint de stations

13. Les analyses fournissent une "p-valeur" qui traduit la significativité de chaque variable pour ce que l'on cherche à expliquer. Cette p-valeur va de 0 à 1, plus elle est grande, moins elle est significative. Elle est dite significative lorsque $\leq 0,05$, et presque significative lorsque $\leq 0,1$

variables *forest* et *shelter* s'avèrent être les plus intéressantes pour l'avifaune : toutes les deux sont significatives lorsque tous les sites sont considérés et conservent des valeurs élevées de variance expliquée lorsqu'on considère les régions individuellement. Cela montre que la présence d'un cordon et d'un manteau graduels peut constituer un paramètre intéressant pour les oiseaux, ce qui rejoint les résultats de Barbaro et al. (2014). La variable *max_slope* bien que jamais significative, l'est presque sur l'ensemble des sites et en Ardenne. Avec surprise, la variation de hauteur de canopée *HV* est significative sur l'ensemble des sites.

De manière générale, les espèces semblent mieux répondre à certaines variables LiDAR quand tous les sites sont considérés. Le faible nombre de sites par région (12 en Ardenne et 9 dans le Condroz) paraît encore une fois limitant. Au vu du faible nombre de sites étudiés dans ce travail, la significativité de certaines variables risque d'être manquée. Considérer en plus les valeurs $\leq 0,1$ permet d'élargir les potentialités de chaque variable ou combinaison de variables. Les résultats obtenus ici concordent avec ceux obtenus par Verhelst et al. (2023), qui n'ont pas permis non plus de déterminer un lien net entre structure de la lisière et diversité spécifique d'oiseaux.

Les résultats présentés ici sont encourageants : on voit que certaines variables de structure peuvent expliquer en partie la distribution des espèces et donc mettre en évidence certains critères importants, en particulier lorsque le nombre d'observations devient conséquent (table 5). L'usage conjoint du LiDAR et de la bioacoustique pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers paraît tout à fait pertinent, comme cela avait déjà pu être avancé (Melin et al., 2018; Verhelst et al., 2023).

Cette méthodologie demande tout de même à être améliorée. Il est important de comprendre que les oiseaux répondent à beaucoup plus de critères que la structure de la lisière. Sachant que les oiseaux qui utilisent les lisières sont plus souvent insectivores et cavernicoles¹⁴ (Deconchat et al., 2014; Terraube et al., 2016), la composition végétale de la lisière a une grande influence sur leurs ressources alimentaires, tout comme la composition floristique de la forêt et du milieu ouvert adjacents (Snoeck & Baar, 2001). La présence de cavités à proximité de la lisière est également un critère cher aux espèces nicheuses (Aitken et al., 2002). La naturalité et la qualité biologique de la prairie et de la forêt influent directement sur la présence des espèces : peu d'entre elles étant réellement inféodées à cet écotone, mais plutôt aux forêts et, dans une moindre mesure, au milieu agricole (Deconchat et al., 2014; Gosse- lin, 2008), l'attrait de ces deux milieux pour l'avifaune semble être un prérequis à l'intérêt de la lisière. Il en va de même pour le contexte paysager et les conditions biogéographiques (Melin et al., 2018), les massifs forestiers dans une matrice paysagère¹⁵ agricole pouvant représenter des oasis pour certaines espèces (Melin et al., 2018). Ces derniers aspects renforcent l'idée qu'il est nécessaire de travailler à de grandes échelles, afin de capter la diversité locale des milieux qui peut influencer la distribution des espèces.

Bien que la lisière ne semble pas être un facteur dominant de la distribution des espèces, elles sont reconnues pour abriter plus d'espèces menacées que les écosystèmes adjacents (Terraube et al., 2016)¹⁶. Nous pouvons prendre comme exemple le Pipit des arbres *Anthus trivialis* et le Gobe-mouche gris *Muscicapa striata*, qui apprécient les forêts claires, les lisières et les ouvertures forestières et montrent des signes de décroissance de leur population européenne (Birdlife International, 2021).

14. Qui nichent dans des cavités.

15. La matrice d'un paysage est l'occupation principale du sol, elle définit le paysage. Un matrice agricole signifie que le paysage est en grande majorité dédié à l'agriculture.

16. Pour contre-exemple, Fautsch et al. (2003) ont montré que les oiseaux indicateurs des lisières externes sont communs et bien répandus Wallonie.



Petit des arbres *Anthus trivialis*, espèce typique des lisières et milieux ouverts forestiers, observé dans une trouée de pinède en Ardenne. Photo : Rémy Driesen

4.3 Bioacoustique

La lisière n'est donc pas un critère dominant de la distribution et de l'abondance des espèces d'oiseaux. De ce fait, il serait intéressant d'explorer une ou d'autres approches biologiques, peut-être plus adaptées pour estimer l'influence de la lisière sur la biodiversité. La mise en place d'une liste d'espèces-cibles propre à la région et aux autres conditions citées plus haut permettrait peut-être plus de précision.

La bioacoustique offre de belles perspectives à ce niveau : des indices de mesure des communautés acoustiques ou paysages acoustiques sont de plus en plus développés, étudiés et utilisés (Sueur et al., 2014), et peuvent être plus pertinents que les indices classiques d'abondance, de richesse et de diversité pour suivre les communautés animales, notamment les communautés aviaires (Retamosa Izaguirre et al., 2021). Ils offrent donc beaucoup de perspectives pour comparer différents habitats en comparant la diversité des communautés à des échelles variées (Depraetere et al., 2012). De tels indices acoustiques ont d'ailleurs déjà été utilisés pour comparer la diversité des communautés d'oiseaux selon le niveau d'abrupté de la lisière, mesuré à l'aide du LiDAR terrestre (Verhelst et al., 2023). Bien que peu de corrélation ait été détectée entre structure de la lisière et la richesse du paysage acoustique, les résultats suggèrent que des études à plus grande échelle contribueront à mieux comprendre le rôle des lisières et de leur structure sur les populations aviennes, et il aurait pu être intéressant d'entrer plus dans le détail de la diversité en espèces au travers ces indices acoustiques.

L'usage de BirdNet pour identifier automatiquement les espèces a permis de traiter efficacement et rapidement plus de 2000 heures d'enregistrements audio. L'analyse de sensibilité expliquée au point 2.4 a mené à paramétrer un seuil de confiance minimum de 0.7. La qualité des identifications a été drastiquement augmentée par ce choix, passant de 84.01% à 98.05% d'identifications correctes par rapport à un seuil de 0.25. Comme le montre la figure 10a, un seuil fixé à 0.89 ou au-delà aurait mené à une précision de 100%, c'est à dire que BirdNet n'aurait pu identifier aucune erreur. Le choix d'un seuil à 0.7 se justifie donc par le taux important d'identifications conservées, ainsi que par la littérature, qui juge qu'un seuil de confiance autour de 0.7-0.8 mène en général à des résultats corrects et exploitables (Pérez-Granados, 2023; Sethi et al., 2021). En effet, un seuil à 0.7 permet de conserver 31.36% des détections (461 sur 1470) et 53.33% des espèces (32 sur 60), contre moins de 15% de détections et 28.33% (17 sur 60) des espèces initiales pour un seuil à 0.9, donc dénaturer davantage les abondances relatives des espèces.

Le taux important d'espèces écartées suite à l'augmentation du seuil peut paraître important. Cependant, les espèces invasives ou non nicheuses ont été supprimées a posteriori de cette analyse de sensibilité et la plupart des espèces non nicheuses identifiées, comme l'Huîtrier Pie *Haematopus ostralegus* ou les espèces de Chevalier (genre *Tringa*) s'avèrent être systématiquement des faux-positifs. Conserver pour l'analyse les mêmes espèces que celles conservées pour la suite des analyses aurait donc augmenté la précision. Plus de détail à l'annexe 3.

Il est également à noter que certaines espèces détectées par les enregistreurs et identifiées par BirdNet avec des taux de confiance élevés n'étaient cependant pas repérés lors de l'écoute des enregistrements. Il s'agit notamment de la Locustelle tachetée *Locustella naevia*, du Pic vert *Picus viridis*, du Pic épeiche *Dendrocopos major* et du Pic épeichette *Dryobates minor*. La Locustelle tachetée possède un chant reconnaissable mais peu audible, en particulier à une certaine distance, et il peut aisément se confondre dans le bruit ambiant. Il en va de même pour les tambourinages des pics. Lors de l'analyse de sensibilité, ont été notées comme fausses les identifications pour lesquelles aucun son n'a été entendu, comme ça a été régulièrement le cas pour les espèces citées ici. Pourtant, il est fort probable que les enregistreurs aient capté ces espèces, étant donné qu'ils peuvent être plus performant que les humains sous certaines conditions (Drake et al., 2021), et que BirdNet ait pu les identifier correctement. Dès lors, les identifications notées comme fausses sont en fait probablement correctes, ce qui améliorerait encore la précision de l'algorithme, quel que soit le seuil de confiance.

Notons que la bioacoustique se limite évidemment uniquement aux espèces produisant des vocalises, ce qui peut causer des différences de détection en fonction des communautés d'espèces étudiées et donc de la région. Les espèces produisant rarement des chants ou cris ne seront donc pas détectées par cette méthode. Associer la bioacoustique à des points d'écoute permet d'outrepasser ce risque avec un investissement limité (Drake et al., 2021). Dans le présent travail, les points d'écoute n'ont pas permis de repérer d'espèces supplémentaires par rapport à BirdNet (voir détail des espèces détectées lors des points d'écoute à l'annexe 4). L'usage de tels algorithmes utilisant les réseaux neuronaux ou d'autres types d'intelligence artificielle semble tout à fait adapté au traitement automatique d'une quantité importante de données, nécessitant un paramétrage préalable mais facile et peu demandant en ressources. La fiabilité de tels outils les rend tout à fait aptes à être utilisés dans le cadre de la recherche scientifique.

Initialement, un usage combiné d'enregistreurs de bonne qualité (SMM1 et SMM2 de Wildlife Acoustics) avec des enregistreurs "low-cost" (UR-09 LCR de Shenzhen HNSAT) était prévu. Finalement, seuls les enregistreurs de Wildlife Acoustics ont pu être utilisés, les enregistreurs de Shenzhen HNSAT ayant connu des problèmes de livraison. Une fois les unités éventuellement disfonctionnelles, leur qualité de détection est comparable à celle d'enregistreurs plus onéreux (Farina et al., 2014). Dans

le cadre de ce travail, il aurait été intéressant de comparer les résultats obtenus avec les enregistreurs SMM1 et SMM2, ainsi que de déployer plusieurs enregistreurs par site pour comparer par exemple les différences de diversité et de composition spécifique entre la lisière, la prairie et la forêt, tout ça rendu possible grâce à la quantité importante d'enregistreurs. Leur prix très compétitif permet leur déploiement à de grandes échelles. Sachant que le nombre de sites étudiés dans le présent travail est faible, ces enregistreurs "*low-cost*" proposent une solution facile et peu coûteuse à mettre en place.

Il convient de noter que le premier passage des enregistreurs était initialement prévu à partir de début avril afin de capter les espèces hivernant tardivement (Thomas Coppée, com. pers.), mais la météo difficile (beaucoup de pluie) a retardé les dates (Institut Royal Météorologique de Belgique, 2024). Le détail sur les jours de précipitations en Belgique au printemps 2024 est disponible en annexe 2. Certaines espèces non nicheuses ont donc vraisemblablement été manquées par ce retard. La seconde répétition a été réalisée durant la période prévue, et permet de capter les espèces nicheuses.

4.4 Perspectives

Cette section reprend dans les grandes lignes des recommandations issues de l'expérience de ce travail.

En premier lieu, il est crucial de travailler à grande échelle. Ce travail met en évidence toute la diversité de la structure des lisières et ainsi que leur complexité. Considérer un nombre important de sites permettrait de capter une plus grande portion de cette complexité d'une part, et d'apporter plus de certitudes d'un point de vue statistique d'autre part. De plus, cette mesure permettrait de contrer la grande variabilité propre aux mesures de la faune, en particulier aux oiseaux qui possèdent, par le vol, une capacité de déplacement rapide et lointain en s'affranchissant de beaucoup d'obstacles physiques.

Deuxièmement, il serait intéressant d'explorer la complexité des lisières avec plus de précision. Au niveau de la structure, le LiDAR offre la possibilité d'acquérir des données rapidement sur de grandes surfaces. Des données LiDAR obtenues par drone sont un très bon compromis, présentant moins de coûts et plus de précision que le LiDAR aérien porté par avion (Dogru & Marques, 2022). Le développement d'un LiDAR ultra-dense porté par drone permet d'aller très loin dans la description de la structure végétale (Kellner et al., 2019), et offre donc des perspectives intéressantes pour le développement de nouvelles métriques et indices avec beaucoup de précision. L'usage d'autres métriques de structure pourrait permettre également une meilleure caractérisation de la structure végétale de la lisière, en particulier de métriques permettant d'approximer la structure à plus large échelle.

Pour tenir compte de la complexité des lisières, il semble important de considérer d'autres aspects que la structure : composition végétale, contexte paysager, naturalité et gestion des écosystèmes alentours font partie des critères au moins aussi important que la structure de la lisière qui impactent la biodiversité. Il paraît crucial d'explorer leurs effets dans les recherches sur les lisières.

La bioacoustique permet quant à elle d'obtenir des données sur la faune avec un investissement limité. Son usage combiné à un algorithme de reconnaissance automatique se montre très efficace. Il faut cependant rester prudent face à l'usage de tels algorithmes, et la vérification de ses performances et identifications avant le traitement des données de chaque étude via des points d'écoute et/ou une vérification des identifications par un connaisseur est une étape demandant peu d'investissement mais garantissant la fiabilité des résultats obtenus. L'usage d'indices acoustiques pour approximer richesse, diversité et similarité spécifiques à partir des paysages acoustiques de différents sites s'est également montré efficace, et permettrait une meilleure appréciation de l'impact du milieu sur la biodiversité.

Une approche par espèces-cibles pourrait également être pertinente, pour autant que les espèces aient été sélectionnées judicieusement et que l'effort de récolte de données suffise à les détecter.

Enfin, les modèles et analyses statistiques utilisés dans ce travail ne représentent qu'une petite partie des possibilités. Ce aspect ne demande qu'à être exploré et testé.



Lisières adjacente à une prairie extensive, près de Faulx-les-Tombes



Renardeau observé dans une lisière près de Saint-Hubert. Photo : Rémy Driesen

5 Conclusion

Ce travail confirme le potentiel du LiDAR pour analyser la structure de végétation au niveau des lisières forestières. Sa capacité à acquérir des données précises rapidement et sur des surfaces importantes le rendent très pratique, et le développement de LiDAR à très haute densité transporté par drone ouvre la voie au suivi rapproché à haute résolution à moindre coût. Les métriques utilisées permettent d'estimer la structure avec un niveau correct de précision. La diversité de métriques et indicateurs existants et futurs ainsi que des approches à différentes échelles concourront à une caractérisation plus précise et plus complète des écotones complexes que sont les lisières.

Les résultats obtenus lors de ce travail démontrent que la structure de la lisière forestière est un paramètre à considérer pour l'avifaune. Cependant, il n'est pas le critère dominant et donc pas suffisant pour comprendre les préférences des espèces d'oiseaux en matière de lisière. Il est donc nécessaire de considérer d'autres paramètres à l'échelle de la lisière (composition spécifique, présence de microhabitats, exposition) mais également à une échelle plus large (paysage, biogéographie, gestion des milieux environnants).

L'utilisation d'enregistreurs acoustiques associés à un algorithme de reconnaissance automatique s'avère être efficace pour analyser la faune. Cependant, une approche se focalisant sur la présence et l'abondance des espèces, comme suivie dans ce travail, ne semble pas la plus pertinente. Il conviendrait d'explorer les indices acoustiques de diversité, similarité ou encore de richesse, qui pourraient s'avérer plus efficace.

Étudier l'impact de la lisière sur la faune prend en compte beaucoup de paramètres et en rend la recherche relativement complexe. Il est dès lors nécessaire de réaliser des études à large échelle, en comparant un nombre important de lisières pour déceler son rôle réel.

Contribution personnelle de l'étudiant

L'étudiant a contribué aux différentes étapes de cette étude : cartographie des lisières, sélection des sites d'étude, traitement du nuage de points et mesure des métriques LiDAR, placement des enregistreurs et réalisation des points d'écoute, paramétrage de BirdNet, analyses statistiques, rédaction et communication des résultats.

Le script Python permettant l'utilisation de BirdNet directement sur ordinateur a été réalisé par Thomas Coppée et amélioré par Adèle Dumont. Le principal des métriques de structure des lisières est issu du travail de Moritz Bruggisser. Encore un grand merci à eux.

Bibliographie

(s.d.). IRM - Juin.

URL <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2024/juin>

Aitken, K. E. H., Wiebe, K. L., & Martin, K. (2002). Nest-Site Reuse Patterns for a Cavity-Nesting Bird Community in Interior British Columbia. *The Auk*, *119*(2), 391–402. DOI : 10.1093/auk/119.2.391.

Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecomte, H. (2015). INVENTAIRE FORESTIER WALLON.

Alignier, A., Espy, P., Deconchat, M., & Ladet, S. (2011). CARTOLIS. Vers un outil géomatique pour identifier et caractériser les segments de lisières forestières. *Revue Internationale de Géomatique*, *21*(4), 443. DOI : 10.3166/rig.21.443-467.

Almeida, D. R. A., Stark, S. C., Chazdon, R., Nelson, B. W., Cesar, R. G., Meli, P., Gorgens, E. B., Duarte, M. M., Valbuena, R., Moreno, V. S., Mendes, A. F., Amazonas, N., Gonçalves, N. B., Silva, C. A., Schiatti, J., & Brancalion, P. H. S. (2019). The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. *Forest Ecology and Management*, *438*, 34–43. DOI : 10.1016/j.foreco.2019.02.002.

Atkins, J. W., Constanza, J., Dahlin, K. M., Dannenberg, M. P., Elmore, A. J., Fitzpatrick, M. C., Hakkenberg, C. R., Hardiman, B. S., Kamoske, A., LaRue, E. A., Silva, C. A., Stovall, A. E. L., & Tielens, E. K. (2023). Scale dependency of lidar-derived forest structural diversity. *Methods in Ecology and Evolution*.

Aves (2022). Le programme de Surveillance des Oiseaux Communs en Wallonie SOCWAL Notice à l'intention des collaborateurs.

URL https://aves.natagora.be/fileadmin/Aves/Documents/Notice_SOCWAL_2022.pdf

Barbaro, L., Giffard, B., Charbonnier, Y., Van Halder, I., & Brockerhoff, E. (2014). Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges : A transcontinental experiment. *Diversity and Distributions*, *20*. DOI : 10.1111/ddi.12132.

Bardeli, R., Wolff, D., Kurth, F., Koch, M., Tauchert, K. H., & Frommolt, K. H. (2010). Detecting bird sounds in a complex acoustic environment and application to bioacoustic monitoring. *Pattern Recognition Letters*, *31*(12), 1524–1534. DOI : 10.1016/j.patrec.2009.09.014.

Birdlife International (2021). European Red List of Birds 2021. Tech. rep.

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. New York, NY : Springer. ISBN : 978-1-4419-7975-9 978-1-4419-7976-6, DOI : 10.1007/978-1-4419-7976-6.

Bruggisser, M., Wang, Z., Ginzler, C., Webster, C., & Waser, L. T. (2024). Characterization of forest edge structure from airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, *159*, 111624. DOI : 10.1016/j.ecolind.2024.111624.

Castro, I., De Rosa, A., Priyadarshani, N., Bradbury, L., & Marsland, S. (2019). Experimental test of birdcall detection by autonomous recorder units and by human observers using broadcast. *Ecology and Evolution*, *9*. DOI : 10.1002/ece3.4775.

- Chaplin-Kramer, R., Ramler, I., Sharp, R., Haddad, N., Gerber, J., West, P., Mandle, L., Engstrom, P., Baccini, A., Sim, S., Mueller, C., & King, H. (2015). Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. *Nature Communications*, 6. DOI : 10.1038/ncomms10158.
- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B., Celis-Murillo, A., Van Wilgenburg, S. L., Mulyani, Y. A., & Tschardtke, T. (2018). Comparing the sampling performance of sound recorders versus point counts in bird surveys : A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2575–2586. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2664.13229>, DOI : 10.1111/1365-2664.13229.
- Deconchat, M., Ouin, A., & Andrieu, E. (2014). BILISSE : La biodiversité des lisières forestières. Rapport final, UMR1201 Dynafor, INRA-INPT.
- Depraetere, M., Pavoine, S., Jiguet, F., Gasc, A., Duvail, S., & Sueur, J. (2012). Monitoring animal diversity using acoustic indices : Implementation in a temperate woodland. *Ecological Indicators*, 13(1), 46–54. DOI : 10.1016/j.ecolind.2011.05.006.
- DGE-FORET (2011). Directive RPT 2020-2024 Biodiversité en forêt. ANNEXE 4 : Revitalisation des lisières forestières. Tech. rep., Direction générale de l'environnement du Canton de Vaud, Chemin de la Vulliette 4 1014 Lausanne.
- Dogru, S., & Marques, L. (2022). Drone Detection Using Sparse Lidar Measurements. *IEEE Robotics and Automation Letters*, 7(2), 3062–3069. Conference Name : IEEE Robotics and Automation Letters, DOI : 10.1109/LRA.2022.3145498.
- Drake, A., de Zwaan, D. R., Altamirano, T. A., Wilson, S., Hick, K., Bravo, C., Ibarra, J. T., & Martin, K. (2021). Combining point counts and autonomous recording units improves avian survey efficacy across elevational gradients on two continents. *Ecology and Evolution*, 11(13), 8654–8682. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ece3.7678>, DOI : 10.1002/ece3.7678.
- Dray, S., & Dufour, A.-B. (2007). The ade4 Package : Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22. DOI : 10.18637/jss.v022.i04.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species : the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366.
- Farina, A., James, P., Bobryk, C., Pieretti, N., Lattanzi, E., & McWilliam, J. (2014). Low cost (audio) recording (LCR) for advancing soundscape ecology towards the conservation of sonic complexity and biodiversity in natural and urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 17(4), 923–944. DOI : 10.1007/s11252-014-0365-0.
- Farina, A., & Pieretti, N. (2014). Sonic environment and vegetation structure : A methodological approach for a soundscape analysis of a Mediterranean maqui. *Ecological Informatics*, 21, 120–132. DOI : 10.1016/j.ecoinf.2013.10.008.
- Fautsch, M., Delvingt, W., & Paquet, J.-Y. (2003). L'influence de la structure des lisières forestières sur leur capacité d'accueil pour l'avifaune dans l'Ardenne belge. *Alauda*, 71(2), 253–260.
- Fichet, V., Branquart, E., Claessens, H., Delescaille, L.-M., Dufrene, M., Graitson, E., Paquet, J.-Y., & Wibail, L. (2011). *Milieux ouverts forestiers, lisières et biodiversité : de la théorie à la pratique*.

- Fry, G., & Sarlöv-Herlin, I. (1997). The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape ; a basis for design and management. *Landscape and Urban Planning*, 37(1), 45–55. DOI : 10.1016/S0169-2046(96)00369-6.
- Gosselin, M. (2008). Biodiversité et gestion forestière : la gestion des lisières.
- Harper, K., Macdonald, S., Burton, P., Chen, J., Brosfoske, K., Saunders, S., Euskirchen, E., Roberts, D., Jaiteh, M., & Esseen, P.-A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768–782. DOI : 10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x.
- Hewson, C., Austin, G., Gough, S., & Fuller, R. (2011). Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics : The dual importance of forest structure and floristics. *Forest Ecology and Management*, 261, 1224–1240. DOI : 10.1016/j.foreco.2011.01.001.
- Hijmans, R. J., Bivand, R., Dyba, K., Pebesma, E., & Sumner, M. D. (2024). terra : Spatial Data Analysis.
URL <https://cran.r-project.org/web/packages/terra/index.html>
- Husson, F., Josse, J., & Lê, S. (2008). FactoMineR : An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*, 25. DOI : 10.18637/jss.v025.i01.
- Institut Royal Météorologique de Belgique (2024). Bilans climatologiques 2024 - Printemps.
URL <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2024/printemps>
- Kahl, S., Wood, C. M., Eibl, M., & Klinck, H. (2021). BirdNET : A deep learning solution for avian diversity monitoring. *Ecological Informatics*, 61, 101236. DOI : 10.1016/j.ecoinf.2021.101236.
- Kamoske, A. G., Dahlin, K. M., Stark, S. C., & Serbin, S. P. (2019). Leaf area density from airborne LiDAR : Comparing sensors and resolutions in a temperate broadleaf forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 433, 364–375. DOI : 10.1016/j.foreco.2018.11.017.
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). factoextra : Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.
URL <https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/index.html>
- Kellner, J. R., Armston, J., Birrer, M., Cushman, K. C., Duncanson, L., Eck, C., Falleger, C., Imbach, B., Král, K., Krůček, M., Trochta, J., Vrška, T., & Zraggen, C. (2019). New Opportunities for Forest Remote Sensing Through Ultra-High-Density Drone Lidar. *Surveys in Geophysics*, 40(4), 959–977. DOI : 10.1007/s10712-019-09529-9.
- Le Roi, A., & Walot, T. (2010). Impact écologique de la gestion conventionnelle des lisières agroforestières. Tech. rep., Groupe Interuniversitaire de Recherches en Écologie Appliquée.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. Third english edition ed.
- Ma, J., Li, J., Wu, W., & Liu, J. (2023). Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. *Nature Communications*, 14(1), 3752. Publisher : Nature Publishing Group, DOI : 10.1038/s41467-023-39221-x.

- Melin, M., Hinsley, S. A., Broughton, R. K., Bellamy, P., & Hill, R. A. (2018). Living on the edge : utilising lidar data to assess the importance of vegetation structure for avian diversity in fragmented woodlands and their edges. *Landscape Ecology*, 33(6), 895–910. DOI : 10.1007/s10980-018-0639-7.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., Evangelista, H. B. A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M. O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E. R., Smith, T., Stier, A., Braak, C. J. F. T., & Weedon, J. (2024). *vegan* : Community Ecology Package.
URL <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science*.
URL <https://r-spatial.org/book/>
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C., Banks-Leite, C., Wearn, O., Marsh, C., Butchart, S., Arroyo-Rodríguez, V., Barlow, J., Cerezo Blandón, A., Cisneros, L., D’Cruze, N., Faria, D., Hadley, A., Harris, S. M., Klingbeil, B., Kormann, U., Lens, L., Medina Rangel, G., & Ewers, R. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551. DOI : 10.1038/nature24457.
- Pérez-Granados, C. (2023). BirdNET : applications, performance, pitfalls and future opportunities. *Ibis*, 165(3), 1068–1075. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/ibi.13193>, DOI : 10.1111/ibi.13193.
- Pérez-Granados, C., & Traba, J. (2021). Estimating bird density using passive acoustic monitoring : a review of methods and suggestions for further research. *Ibis*, 163(3), 765–783. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/ibi.12944>, DOI : 10.1111/ibi.12944.
- Quadu, F., & Leclercq, A. (2014). Actualisation et évolution de l’indicateur de fragmentation du territoire en Région Wallonne. Tech. rep., CREAT - Université Catholique de Louvain.
- Radoux, J., De Vroey, M., Goffart, B., Coppée, T., Bourdouxhe, A., Dufrière, M., & Defourny, P. (s.d.). LifeWatch-WB geodatabase (v4.16) : attribute description. Tech. rep.
- Reese, H., Nilsson, M., Sandström, P., & Olsson, H. (2002). Applications using estimates of forest parameters derived from satellite and forest inventory data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37, 37–55. DOI : 10.1016/S0168-1699(02)00118-7.
- Retamosa Izaguirre, M., Barrantes-Madrigal, J., Segura Sequeira, D., Spínola-Parallada, M., & Ramírez-Alán, O. (2021). It is not just about birds : what do acoustic indices reveal about a Costa Rican tropical rainforest? *Neotropical Biodiversity*, 7(1), 431–442. Publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.1971042>, DOI : 10.1080/23766808.2021.1971042.
- Roberts, D. W. (2023). *labdsv* : Ordination and Multivariate Analysis for Ecology.
URL <https://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/index.html>
- Roberts, W., Tesfamichael, S., Gebreslasie, M., van Aardt, J., & Ahmed, F. (2007). Forest structural assessment using remote sensing technologies : An overview of the current state of the art. *Southern Hemisphere Forestry Journal*, 69, 183–203. DOI : 10.2989/SHFJ.2007.69.3.8.358.

- Roussel, J.-R., Auty, D., Coops, N., Tompalski, P., Goodbody, T., Sánchez Meador, A., Bourdon, J.-F., De Boissieu, F., & Achim, A. (2020). lidR : An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112061. DOI : 10.1016/j.rse.2020.112061.
- Roussel, J.-R., documentation), D. A. R. t., features), F. D. B. F. b. a. i. c., segment_snags()), A. S. M. I. w. f., track_sensor()), B. J.-F. C. t. R. f., track_sensor()), G. D. I. G. f., management), L. S. C. t. p., code), S. A. A. o. t. C. c., & function), B. S.-O. A. o. t. c. (2024). lidR : Airborne LiDAR Data Manipulation and Visualization for Forestry Applications.
URL <https://cran.r-project.org/web/packages/lidR/index.html>
- Service Public de Wallonie (s.d.). LiDAR 2021-2022.
URL <http://geoportail.wallonie.be/lidar>
- Sethi, S. S., Fossøy, F., Cretois, B., & Rosten, C. M. (2021). *Management relevant applications of acoustic monitoring for Norwegian nature – The Sound of Norway*. Norsk institutt for naturforskning (NINA). Accepted : 2021-12-01T09 :53 :37Z ISSN : 1504-3312 Publication Title : 31, ISBN : 978-82-426-4848-8.
- Snaddon, J., Petrokofsky, G., Jepson, P., & Willis, K. J. (2013). Biodiversity technologies : tools as change agents. *Biology Letters*, 9(1), 20121029. Publisher : Royal Society, DOI : 10.1098/rsbl.2012.1029.
- Snoeck, B., & Baar, F. (2001). Aménager les lisières forestières.
- Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N., & Pavoine, S. (2014). Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. *Acta Acustica united with Acustica*, 100(4), 772–781. DOI : 10.3813/AAA.918757.
- 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. DOI : 10.1093/biosci/biy147.
- Teixeira, D., Maron, M., & van Rensburg, B. J. (2019). Bioacoustic monitoring of animal vocal behavior for conservation. *Conservation Science and Practice*, 1(8), e72. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/csp2.72>, DOI : 10.1111/csp2.72.
- Terraube, J., Archaux, F., Deconchat, M., Van Halder, I., & Barbaro, L. (2016). Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. *Ecology and Evolution*, 6. DOI : 10.1002/ece3.2273.
- Toenies, M., & Rich, L. (2021). Advancing bird survey efforts through novel recorder technology and automated species identification. *California Fish and Wildlife Journal*, 107(2), 56–70. DOI : 10.51492/cfwj.107.5.
- Tolkova, I., Chu, B., Hedman, M., Kahl, S., & Klinck, H. (2021). Parsing Birdsong with Deep Audio Embeddings. ArXiv :2108.09203 [cs, eess].
URL <http://arxiv.org/abs/2108.09203>
- van der Maarel, E. (1990). Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science*, 1(1), 135–138. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2307/3236065>, DOI : 10.2307/3236065.

- van Leeuwen, M., & Nieuwenhuis, M. (2010). Retrieval of forest structural parameters using LiDAR remote sensing. *European Journal of Forest Research*, 129(4), 749–770. DOI : 10.1007/s10342-010-0381-4.
- Vanneste, T., Depauw, L., De Lombaerde, E., Meeussen, C., Govaert, S., De Pauw, K., Sanczuk, P., Bollmann, K., Brunet, J., Calders, K., Cousins, S. A. O., Diekmann, M., Gasperini, C., Graae, B. J., Hedwall, P.-O., Iacopetti, G., Lenoir, J., Lindmo, S., Orczewska, A., Ponette, Q., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Verbeeck, H., Zellweger, F., Verheyen, K., Vangansbeke, P., & De Frenne, P. (2024). Trade-offs in biodiversity and ecosystem services between edges and interiors in European forests. *NATURE ECOLOGY & EVOLUTION*, 8(5), 880–887. Number : 5, DOI : 10.1038/s41559-024-02335-6.
- Verhelst, T. E., Vangansbeke, P., De Frenne, P., D’hont, B., Ponette, Q., Willems, L., Verbeeck, H., & Calders, K. (2023). Forest edge structure from terrestrial laser scanning to explain bird biophony characteristics from acoustic indices. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 9(5), 615–627. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/rse2.334>, DOI : 10.1002/rse2.334.
- Wang, Z., Ginzler, C., & Waser, L. T. (2020). Assessing structural changes at the forest edge using kernel density estimation. *Forest Ecology and Management*, 456, 117639. DOI : 10.1016/j.foreco.2019.117639.
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T., & Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories : A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(5), 619–641. Publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>, DOI : 10.1080/07038992.2016.1207484.

Annexes

Annexe 1 - Caractéristiques du jeu de données LiDAR (Service Public de Wallonie).

Surface : 17.000 km²

69.438 fichiers (un fichier couvrant une surface de 500m X 500m)

200 heures de vol réalisées sur 2 périodes hivernales, 2021 et 2022

225 milliards de points pour l'ensemble de la Wallonie.

| | LiDAR 2013-2014 | LiDAR 2021-2022 |
|---------------------------------------|-----------------|----------------------|
| Nombre de pulses/m ² | 1.5 | 7 |
| Précision en Z | 12 cm | 12 cm |
| Système de projection en XY | Lambert 72 | Lambert 2008 |
| système de projection en Z | DNG | DNG |
| Recouvrement entre deux bandes de vol | 30 % | 60 % |
| Résolution des rasters | 1 mètre | 1 mètre et 0,5 mètre |

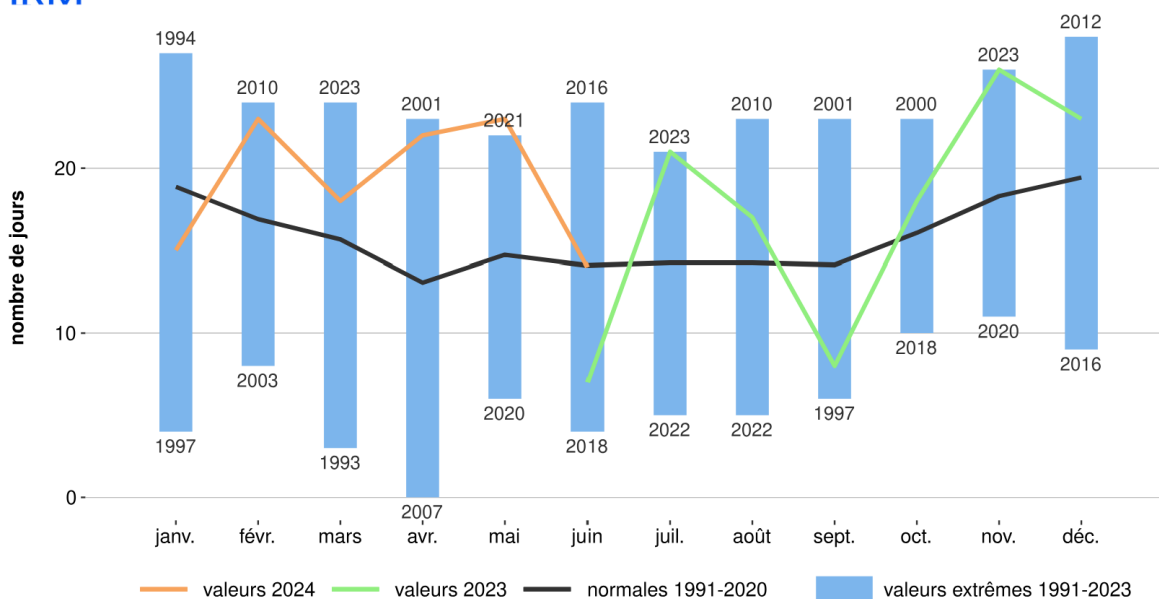
Comparaison des jeux de données LiDAR wallonx obtenus en 2013-2014 et 2021-2022

Annexe 2 - Nombre de jours de précipitations en Belgique de janvier à juin 2024 (noa).



Nombre de jours de précipitations par mois, Uccle

valeurs récentes, normales (1991-2020) et valeurs extrêmes (1991-2023)



Annexe 3 - Table de l'évolution performances de BirdNet en fonction du seuil de confiance.

| Seuil de confiance | Précision (%) | identifications | % identifications | espèces | % espèces |
|---------------------------|----------------------|------------------------|--------------------------|----------------|------------------|
| 0.25 | 84.01 | 1470 | 100.00 | 60 | 100.00 |
| 0.26 | 84.60 | 1429 | 97.21 | 59 | 98.33 |
| 0.27 | 84.86 | 1394 | 94.83 | 57 | 95.00 |
| 0.28 | 85.69 | 1349 | 91.77 | 57 | 95.00 |
| 0.29 | 86.44 | 1305 | 88.78 | 57 | 95.00 |
| 0.30 | 86.95 | 1272 | 86.53 | 55 | 91.67 |
| 0.31 | 87.63 | 1229 | 83.61 | 54 | 90.00 |
| 0.32 | 87.98 | 1198 | 81.50 | 53 | 88.33 |
| 0.33 | 88.64 | 1162 | 79.05 | 53 | 88.33 |
| 0.34 | 89.00 | 1127 | 76.67 | 53 | 88.33 |
| 0.35 | 89.40 | 1094 | 74.42 | 52 | 86.67 |
| 0.36 | 90.01 | 1071 | 72.86 | 52 | 86.67 |
| 0.37 | 90.84 | 1037 | 70.54 | 51 | 85.00 |
| 0.38 | 91.49 | 1011 | 68.78 | 49 | 81.67 |
| 0.39 | 91.62 | 991 | 67.41 | 49 | 81.67 |
| 0.40 | 91.82 | 966 | 65.71 | 49 | 81.67 |
| 0.41 | 92.27 | 944 | 64.22 | 47 | 78.33 |
| 0.42 | 92.30 | 922 | 62.72 | 44 | 73.33 |
| 0.43 | 92.65 | 898 | 61.09 | 44 | 73.33 |
| 0.44 | 93.00 | 872 | 59.32 | 44 | 73.33 |
| 0.45 | 93.23 | 857 | 58.30 | 44 | 73.33 |
| 0.46 | 93.68 | 838 | 57.01 | 44 | 73.33 |
| 0.47 | 94.05 | 824 | 56.05 | 44 | 73.33 |
| 0.48 | 94.15 | 804 | 54.69 | 44 | 73.33 |
| 0.49 | 94.26 | 784 | 53.33 | 44 | 73.33 |
| 0.50 | 94.47 | 759 | 51.63 | 44 | 73.33 |
| 0.51 | 94.86 | 740 | 50.34 | 43 | 71.67 |
| 0.52 | 95.38 | 715 | 48.64 | 42 | 70.00 |
| 0.53 | 95.79 | 689 | 46.87 | 40 | 66.67 |
| 0.54 | 95.98 | 672 | 45.71 | 39 | 65.00 |
| 0.55 | 96.21 | 659 | 44.83 | 39 | 65.00 |
| 0.56 | 96.43 | 644 | 43.81 | 39 | 65.00 |
| 0.57 | 96.65 | 627 | 42.65 | 39 | 65.00 |
| 0.58 | 96.60 | 618 | 42.04 | 39 | 65.00 |
| 0.59 | 96.84 | 602 | 40.95 | 37 | 61.67 |
| 0.60 | 96.79 | 591 | 40.20 | 37 | 61.67 |
| 0.61 | 96.89 | 579 | 39.39 | 37 | 61.67 |
| 0.62 | 97.34 | 563 | 38.30 | 37 | 61.67 |
| 0.63 | 97.28 | 551 | 37.48 | 36 | 60.00 |
| 0.64 | 97.37 | 533 | 36.26 | 35 | 58.33 |
| 0.65 | 97.51 | 523 | 35.58 | 35 | 58.33 |

ANNEXES

| Seuil de confiance | Précision (%) | identifications | % identifications | espèces | % espèces |
|--------------------|---------------|-----------------|-------------------|-----------|--------------|
| 0.66 | 97.63 | 506 | 34.42 | 35 | 58.33 |
| 0.67 | 97.76 | 490 | 33.33 | 35 | 58.33 |
| 0.68 | 97.93 | 484 | 32.93 | 33 | 55.00 |
| 0.69 | 98.08 | 469 | 31.90 | 32 | 53.33 |
| 0.70 | 98.05 | 461 | 31.36 | 32 | 53.33 |
| 0.71 | 98.00 | 451 | 30.68 | 32 | 53.33 |
| 0.72 | 97.95 | 440 | 29.93 | 32 | 53.33 |
| 0.73 | 98.14 | 429 | 29.18 | 30 | 50.00 |
| 0.74 | 98.31 | 414 | 28.16 | 30 | 50.00 |
| 0.75 | 98.52 | 406 | 27.62 | 30 | 50.00 |
| 0.76 | 98.49 | 397 | 27.01 | 30 | 50.00 |
| 0.77 | 98.46 | 389 | 26.46 | 30 | 50.00 |
| 0.78 | 98.94 | 379 | 25.78 | 28 | 46.67 |
| 0.79 | 99.45 | 364 | 24.76 | 27 | 45.00 |
| 0.80 | 99.44 | 356 | 24.22 | 27 | 45.00 |
| 0.81 | 99.71 | 342 | 23.27 | 26 | 43.33 |
| 0.82 | 99.70 | 330 | 22.45 | 26 | 43.33 |
| 0.83 | 99.69 | 323 | 21.97 | 26 | 43.33 |
| 0.84 | 99.67 | 307 | 20.88 | 25 | 41.67 |
| 0.85 | 99.66 | 295 | 20.07 | 23 | 38.33 |
| 0.86 | 99.64 | 276 | 18.78 | 22 | 36.67 |
| 0.87 | 99.62 | 260 | 17.69 | 22 | 36.67 |
| 0.88 | 99.60 | 253 | 17.21 | 22 | 36.67 |
| 0.89 | 100.00 | 231 | 15.71 | 19 | 31.67 |
| 0.90 | 100.00 | 212 | 14.42 | 17 | 28.33 |
| 0.91 | 100.00 | 193 | 13.13 | 16 | 26.67 |
| 0.92 | 100.00 | 185 | 12.59 | 16 | 26.67 |
| 0.93 | 100.00 | 176 | 11.97 | 16 | 26.67 |
| 0.94 | 100.00 | 159 | 10.82 | 16 | 26.67 |
| 0.95 | 100.00 | 140 | 9.52 | 14 | 23.33 |
| 0.96 | 100.00 | 121 | 8.23 | 12 | 20.00 |
| 0.97 | 100.00 | 98 | 6.67 | 12 | 20.00 |
| 0.98 | 100.00 | 82 | 5.58 | 12 | 20.00 |
| 0.99 | 100.00 | 51 | 3.47 | 11 | 18.33 |
| 1.00 | 100.00 | 4 | 0.27 | 3 | 5.00 |

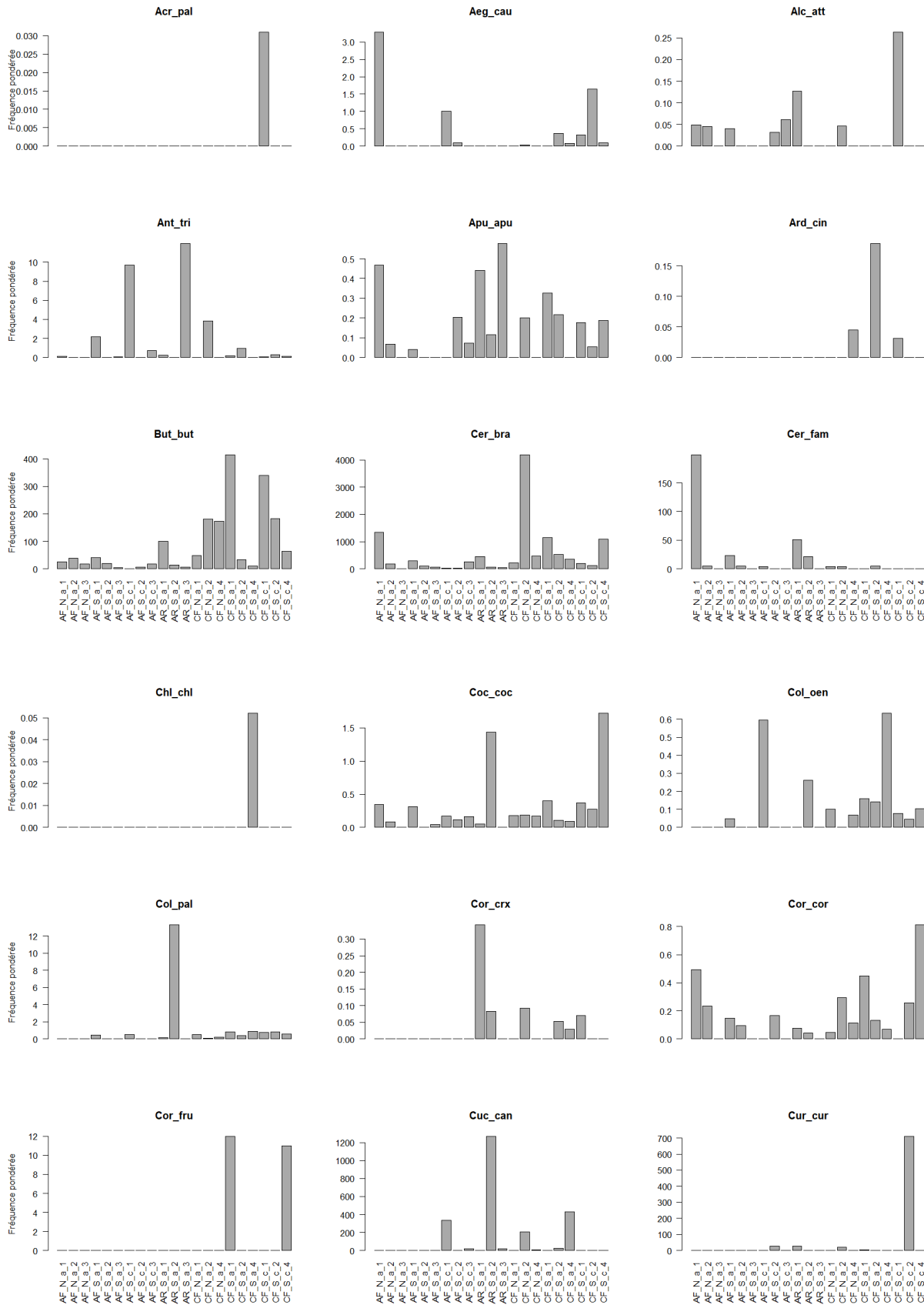
Annexe 4 - Liste des espèces détectées lors des points d'écoute et par BirdNet.

| | Espèce | détections | Conservée? | Point d'écoute |
|---|--------------------------------|--------------|-------------------|----------------|
| <i>Accipiter gentilis</i> | Autour des palombes | 7 | non, trop rare | non |
| <i>Accipiter nisus</i> | Épervier d'Europe | 1 | non, trop rare | non |
| <i>Acrocephalus palustris</i> | Rousserolle verderolle | 5 | oui | non |
| <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | Phragmite des joncs | 4 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Actitis hypoleucos</i> | Chevalier guignette | 12 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Aegithalos caudatus</i> | Orite à longue queue | 835 | oui | oui |
| <i>Alauda arvensis</i> | Alouette des champs | 2 | non, trop rare | oui |
| <i>Alcedo atthis</i> | Martin-pêcheur d'Europe | 98 | oui | non |
| <i>Alopochen aegyptiaca</i> | Ouette d'Égypte | 5 | non, invasive | non |
| <i>Anas crecca</i> | Sarcelle d'hiver | 19 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Anas platyrhynchos</i> | Canard colvert | 90 | non, non-nicheuse | oui |
| <i>Anthus pratensis</i> | Pipit farlouse | 3 | non, trop rare | non |
| <i>Anthus trivialis</i> | Pipit des arbres | 2916 | oui | oui |
| <i>Apus apus</i> | Martinet noir | 385 | oui | non |
| <i>Ardea cinerea</i> | Héron cendré | 49 | oui | non |
| <i>Branta canadensis</i> | Bernache du Canada | 50 | non, invasive | oui |
| <i>Buteo buteo</i> | Buse variable | 1739 | oui | oui |
| <i>Caladris alpina</i> | Bécasseau variable | 14 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Carduelis carduelis</i> | Chardonneret élégant | 10 | non, trop rare | non |
| <i>Certhia brachydactyla</i> | Grimpereau des jardins | 11191 | oui | oui |
| <i>Certhia familiaris</i> | Grimpereau des bois | 326 | oui | oui |
| <i>Cettia cetti</i> | Bouscarle cetti | 1 | non, trop rare | non |
| <i>Charadrius dubius</i> | Petit Gravelot | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Charadrius hiaticula</i> | Grand Gravelot | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Chloris chloris</i> | Verdier d'Europe | 18 | oui | non |
| <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | Grosbec casse-noyaux | 747 | oui | oui |
| <i>Columba livia</i> | Pigeon biset | 3 | non, trop rare | non |
| <i>Columba oenas</i> | Pigeon colombin | 263 | oui | non |
| <i>Columba palumbus</i> | Pigeon ramier | 2062 | oui | oui |
| <i>Corvus corax</i> | Grand Corbeau | 94 | oui | oui |
| <i>Corvus corone</i> | Corneille noire | 441 | oui | oui |
| <i>Corvus frugileus</i> | Corbeau freux | 38 | oui | non |
| <i>Corvus monedula</i> | Choucas des tours | 2 | non, trop rare | non |
| <i>Cuculus canorus</i> | Cuculus canorus | 2328 | oui | oui |
| <i>Curruca communis</i> | Fauvette grisette | 12 | non, trop rare | non |
| <i>Curruca curruca</i> | Fauvette babillarde | 803 | oui | oui |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | Mésange bleue | 5279 | oui | oui |
| <i>Delichon urbicum</i> | Hirondelle de fenêtre | 5 | non, trop rare | non |

| | Espèce | détections | Conservée ? | Point d'écoute |
|--------------------------------|------------------------------------|--------------|-------------------|----------------|
| <i>Dendrocopos major</i> | Pic épeiche | 3830 | oui | oui |
| <i>Dendrocopos medius</i> | Pic mar | 238 | oui | non |
| <i>Dryocopus martius</i> | Pic noir | 483 | oui | oui |
| <i>Emberiza calandra</i> | Bruant proyer | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Emberiza citrinella</i> | Bruant jaune | 320 | oui | oui |
| <i>Emberiza schoeniclus</i> | Bruant des roseaux | 2 | non, trop rare | non |
| <i>Erithacus rubecula</i> | Rougegorge familier | 5249 | oui | oui |
| <i>Falco subbuteo</i> | Faucon hobereau | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Falco tinnunculus</i> | Faucon crécerelle | 11 | oui | non |
| <i>Fringilla coelebs</i> | Pinson des arbres | 16680 | oui | oui |
| <i>Fulica atra</i> | Foulque macroule | 52 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Gallinago gallinago</i> | Bécassine des marais | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Gallinula chloropus</i> | Gallinule poule-d'eau | 65 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Garrulus glandarius</i> | Geai des chênes | 1348 | oui | oui |
| <i>Grus grus</i> | Grue cendrée | 9 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Haematopus ostralegus</i> | Huîtrier pie | 7 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Hippolais icterina</i> | Hypolaïs icterine | 9 | non, trop rare | non |
| <i>Hirundo rustica</i> | Hirondelle rustique | 6 | oui | oui |
| <i>Jynx torquilla</i> | Torcol fourmilier | 9 | oui | non |
| <i>Lanius collurio</i> | Pie-grièche écorcheur | 2 | non, trop rare | non |
| <i>Linaria cannabina</i> | Linotte mélodieuse | 12 | oui | oui |
| <i>Locustella naevia</i> | Locustelle tachetée | 921 | oui | non |
| <i>Lophophanes cristatus</i> | Mésange huppée | 269 | oui | oui |
| <i>Lullula arborea</i> | Alouette lulu | 3 | non, trop rare | non |
| <i>Luscinia megarhynchos</i> | Rossignol philomèle | 70 | oui | non |
| <i>Mergus merganser</i> | Harle bièvre | 0 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Milvus migrans</i> | Milan noir | 5 | oui | non |
| <i>Milvus milvus</i> | Milan royal | 38 | oui | oui |
| <i>Motacilla alba</i> | Bergeronnette grise | 31 | oui | oui |
| <i>Motacilla cinerea</i> | Bergeronnette des ruisseaux | 397 | oui | oui |
| <i>Muscicapa striata</i> | Gobemouche gris | 265 | oui | non |
| <i>Numenius arquata</i> | Courlis cendré | 17 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Numenius phaeopus</i> | Courlis corlieu | 3 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Oriolus oriolus</i> | Loriot d'Europe | 373 | oui | non |
| <i>Parus major</i> | Mésange charbonnière | 803 | oui | oui |
| <i>Passer domesticus</i> | Moineau domestique | 1 | non, trop rare | non |
| <i>Periparus ater</i> | Mésange noire | 786 | oui | oui |
| <i>Pernis apivorus</i> | Bondrée apivore | 1 | non, trop rare | non |
| <i>Phasianus colchicus</i> | Faisan de Colchide | 59 | oui | oui |
| <i>Phoenicurus ochruros</i> | Rougequeue noir | 16 | oui | non |
| <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | Rougequeue à front blanc | 2401 | oui | oui |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | Pouillot véloce | 29564 | oui | oui |
| <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | Pouillot siffleur | 1522 | oui | oui |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | Pouillot fitis | 220 | oui | oui |
| <i>Pica pica</i> | Pie bavarde | 38 | oui | non |
| <i>Picus viridis</i> | Pic vert | 1218 | oui | oui |

| | Espèce | détections | Conservée ? | Point d'écoute |
|--------------------------------|-------------------------|------------|-------------------|----------------|
| <i>Poecile montanus</i> | Mésange boréale | 9 | oui | non |
| <i>Poecile palustris</i> | Mésange nonnette | 973 | oui | oui |
| <i>Prunella modularis</i> | Accenteur mouchet | 539 | oui | oui |
| <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | Bouvreuil pivoine | 63 | oui | non |
| <i>Ralus aquaticus</i> | Râle aquatique | 7 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Regulus ignicapilla</i> | Roitelet triple-bandeau | 1371 | oui | oui |
| <i>Regulus regulus</i> | Roitelet huppé | 2433 | oui | oui |
| <i>Saxicola rubicola</i> | Tarier pâtre | 100 | oui | non |
| <i>Serinus serinus</i> | Serin cini | 7 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Sitta europaea</i> | Sittelle torchepot | 1274 | oui | oui |
| <i>Spatula clypeata</i> | Canard souchet | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Spinus spinus</i> | Tarin des aulnes | 11 | oui | non |
| <i>Streptopelia decaocto</i> | Tourterelle turque | 3 | non, trop rare | non |
| <i>Streptopelia turutr</i> | Tourterelle des bois | 19 | oui | non |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | Fauvette à tête noire | 16011 | oui | oui |
| <i>Sylvia borin</i> | Fauvette des jardins | 552 | oui | oui |
| <i>Tachybaptus ruficollis</i> | Grèbe castagneux | 2 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Tringa nebularia</i> | Chevalier aboyeur | 8 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Tringa ochropus</i> | Chevalier cul-blanc | 25 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Tringa totanus</i> | Chevalier gambette | 1 | non, non-nicheuse | non |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | Troglodyte mignon | 10107 | oui | oui |
| <i>Turdus merula</i> | Merle noir | 17628 | oui | oui |
| <i>Turdus philomelos</i> | Grive musicienne | 1953 | oui | oui |
| <i>Turdus pilaris</i> | Grive litorne | 3 | non, trop rare | non |
| <i>Turdus viscivorus</i> | Grive draine | 7082 | oui | oui |
| <i>Vanellus vanellus</i> | Vanneau huppé | 5 | non, non-nicheuse | non |

Annexe 5 - Histogrammes des fréquences pondérées des espèces conservées par site.



ANNEXES

