

**EFFETS DU META-PROJET LIFE DE
RESTAURATION DES TOURBIÈRES SUR LES
POPULATIONS D'OISEAUX COMMUNS EN
ARDENNE BELGE**

GAUTHIER DESCHAMPS

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS: MARC DUFRÊNE & JEAN-YVES PAQUET

"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 académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.";

"Le présent document n'engage que son auteur."

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.

**EFFETS DU META-PROJET LIFE DE
RESTAURATION DES TOURBIÈRES SUR LES
POPULATIONS D'OISEAUX COMMUNS EN
ARDENNE BELGE**

GAUTHIER DESCHAMPS

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS: MARC DUFRÊNE & JEAN-YVES PAQUET

Ce travail est le signe de l'aboutissement de ces cinq années d'études, cinq années de dur labeur certes, mais cinq belles années. Et comme pour laisser un souvenir fort, ce travail conclut certainement le plus beau quadrimestre de mon parcours universitaire.

Je tiens donc à remercier sincèrement l'ensemble des personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la bonne réalisation de ce travail.

Tout d'abord, je souhaite remercier mes deux co-promoteurs pour avoir soutenu ce mémoire. Merci donc à Monsieur Dr. Marc Dufrêne d'avoir partagé sa passion pour les statistiques multivariées et à Monsieur Dr. Jean-Yves Paquet d'avoir réfléchi avec moi à un sujet qui pourrait combiner à la fois ma passion pour l'ornithologie et mon intérêt pour les projets LIFE. Merci à vous deux pour vos commentaires judicieux et vos conseils pertinents.

Je tiens également à remercier Antoine Derouaux pour son aide concernant la prise en main du package « rtrim » et pour la transmission des données ornithologiques.

Je remercie également les membres de la DNF qui m'ont permis de circuler dans la Réserve Naturelle Domaniale des Hautes-Fagnes : Léo Schlembach, directeur de la direction de Malmedy mais aussi François Janssen, Julien Knott et Thomas Wislet, les différents agents de triage concernés.

Merci à toi Dylan avec qui j'ai crapahuté quelques fois sur le plateau des Hautes-Fagnes, tantôt à la recherche des Tétrasyre, tantôt réalisant une chaîne de points d'écoute. Merci aussi à Olivier Dupont, Pauline Quoitin et Soline Bettencourt Amarante de m'avoir accompagné une fois ou l'autre sur le terrain. C'est d'autant plus amusant quand on peut partager sa passion avec d'autres.

Merci à toi, Dame Bonnet, et à toi, Blanblan, pour votre expérience, vos conseils et votre bienveillance. Je n'oublierai pas les moments de « Help desk » et de remonte-moral !

Un merci particulier à ma petite Peugeot Partner qui, malgré quelques frayeurs, m'a toujours accompagné sur les routes d'Ardenne et qui m'a hébergé plus d'une nuit.

Merci aux relecteurs, Maman, Stéphanie, Blandine pour vos corrections précieuses.

Merci à vous chers collègues TFistes pour ces mois incroyables passés avec vous, et plus particulièrement merci à vous, amis du GP, qui avez sans conteste illuminé ses journées de travail.

Merci à vous membres de la Meute ; Adrien, Stéphane, Luca et Dylan, avec qui j'ai passé de tellement bons moments, avec qui je partage tant d'excellents souvenirs ! Une page se tourne mais l'histoire ne fait que commencer... WolfPack for Ever !

Enfin, merci à vous, Papa, Maman et Perrine de m'avoir soutenu durant ce travail et d'avoir toujours cru en moi durant ces années d'études.

Merci à tous !

Résumé

Depuis 2003, un ensemble de six projets LIFE de restauration des tourbières et milieux associés a été mis en œuvre sur les hauts plateaux de l'Ardenne belge. Le succès de ces travaux de restauration a déjà été constaté pour certaines espèces d'oiseaux nicheurs rares mais les effets de ces actions de restaurations sur l'avifaune nicheuse commune restent pourtant peu connus. L'objectif de ce travail consiste en la détermination de ces effets.

Depuis 1990, un programme de Surveillance des oiseaux communs, basé sur la méthode des points d'écoute, est mis en place en Wallonie. Les données récoltées par ce programme ont permis de réaliser des analyses pour 1093 points d'écoute répartis en Ardenne. Diverses analyses statistiques à l'échelle des sites restaurés ont montré que les communautés d'oiseaux se modifiaient après restauration, devenant plus caractéristiques des milieux ouverts.

Les communautés d'oiseaux tendent à être caractérisées par une richesse spécifique, une abondance et une valeur conservatoire plus élevées. Par ailleurs, les communautés comprennent une proportion croissante d'espèces méridionales, ce phénomène étant probablement lié aux changements climatiques. La plupart des espèces des milieux ouverts sont clairement en augmentation dans les sites restaurés alors que leur tendance est à la baisse à une plus grande échelle.

Les projets de restauration ont donc globalement un effet positif sur les oiseaux communs, principalement sur les oiseaux des milieux ouverts, en déclin à l'échelle wallonne et européenne.

Mots-clefs : Avifaune, Communauté d'oiseaux, Projet LIFE, Restauration, Tourbière, Lande, Ardenne, Belgique.

Abstract

Since 2003, a series of six LIFE projects for the restoration of peatlands and associated habitats have been implemented in the Belgian Ardennes highlands. The success of this restoration work has already been noted for certain rare breeding bird species, but the effects of these restoration actions on common breeding birds remain little known. The objective of this work is to determine these effects.

Since 1990, a monitoring programme for common birds, based on the point count method, has been set up in Wallonia. The data collected by this programme made it possible to carry out analyses for 1093 count points spread over the Ardennes. Various statistical analyses at the scale of the restored sites showed that bird communities were changing after restoration, becoming more characteristic of open habitats.

Bird communities tend to be characterized by higher species richness, abundance and conservation value. Communities also include a growing proportion of southern species, probably due to climate change. Most species in open habitats are clearly increasing in restored sites, while their trend is decreasing on a larger scale.

Overall, restoration projects have a positive effect on common birds, mainly on birds of open habitats, which are declining on a Walloon and European scale.

Keywords : Avifauna, Bird community, LIFE Project, Restoration, Peatland, Heathland, Ardenne, Belgium.

Table des Matières

1	Introduction.....	1
1.1	Contexte	1
1.2	Objectifs.....	1
1.3	Plan du travail.....	1
2	Concepts-clé de l'étude.....	2
2.1	État de la biodiversité.....	2
2.2	L'avifaune	3
2.2.1	En Europe	3
2.2.2	En Wallonie.....	4
2.3	Les tourbières et milieux associés en Belgique	6
2.3.1	Origine et localisation.....	6
2.3.2	Histoire des tourbières en Wallonie.....	8
2.3.3	Enjeux des tourbières en Wallonie.....	8
2.3.4	Méta-projet Life de restauration des tourbières d'Ardenne	10
3	Matériels et méthodes	15
3.1	Présentation de la zone d'étude	15
3.1.1	Territoires écologiques.....	15
3.1.2	Altitude et climat	16
3.1.3	Occupation du sol.....	16
3.2	Relevés ornithologiques	17
3.2.1	Méthodologie sur le terrain	18
3.2.2	Description de la base de données utilisée	18
3.2.3	Espèces sélectionnées pour les analyses.....	20
3.3	Variables environnementales.....	20
3.3.1	Méthode choisie.....	20
3.3.2	Autres variables.....	22
3.4	Analyse des données	22
3.4.1	Paramètres caractérisant les communautés d'oiseaux.....	22
3.4.2	Évolution des communautés au sein des projets LIFE	25
3.4.3	Caractérisation de l'environnement des sites.....	27

3.4.4	Espèces indicatrices.....	28
3.4.5	Tendances des populations par espèces.....	28
4	Résultats.....	30
4.1	Évolution des paramètres caractérisant les communautés d’oiseaux.....	30
4.1.1	Évolution de la richesse spécifique.....	30
4.1.2	Évolution de l’abondance et des indices de diversité.....	31
4.1.3	Évolution de l’indice de valeur conservatoire.....	32
4.1.4	Évolution de l’indice d’homogénéisation.....	32
4.1.5	Évolution de l’indice de température.....	33
4.2	Évolution des communautés au sein des projets de restauration.....	33
4.2.1	Saint-Hubert.....	35
4.2.2	Croix-Scaille.....	36
4.2.3	Plateau des Tailles.....	37
4.2.4	Hautes-Fagnes.....	38
4.2.5	Ardenne liégeoise.....	39
4.3	Caractéristiques environnementales des points d’écoute.....	40
4.3.1	Dendrogramme.....	40
4.3.2	Analyse en composante principale.....	40
4.3.3	Changement d’occupation du sol.....	43
4.4	Espèces indicatrices.....	43
4.5	Tendances des effectifs par espèces.....	44
4.5.1	Comparaison des tendances en Wallonie et en Ardenne.....	44
4.5.2	Focus sur quelques espèces.....	46
5	Discussion.....	50
5.1	L’avifaune de l’Ardenne.....	50
5.1.1	Évolution des caractéristiques de l’avifaune de l’Ardenne.....	50
5.1.2	Tendance des effectifs par espèce.....	52
5.2	Intérêts des projets LIFE pour les oiseaux communs.....	53
5.2.1	Effets sur les communautés.....	53
5.2.2	Effets sur les espèces.....	55
6	Conclusion.....	58
7	Bibliographie.....	59

Table des Figures

Figure 1 - Situation des tourbières et milieux associés en Belgique.....	7
Figure 2 - Rossolis à feuilles rondes sur le plateau des Hautes-Fagnes	10
Figure 3 - Nacré de la canneberge sur le plateau des Tailles	13
Figure 4 - Situation de la zone d'étude par rapport aux provinces de Wallonie.....	15
Figure 5 - Position des 1093 points d'écoute et des sites concernés par les projets LIFE.	17
Figure 6 - Nombre de points d'écoute réalisés chaque année en Ardenne.....	19
Figure 7 - Durée de vie des points d'écoute en Ardenne.....	19
Figure 8 - Différentes catégories de tendance	29
Figure 9 - Évolution de la richesse spécifique totale observée.....	30
Figure 10 - Évolution de la richesse spécifique ponctuelle moyenne.....	30
Figure 11 - Évolution du nombre moyen d'individus par site.....	31
Figure 12 - Évolution de l'indice de Shannon-Wiener moyen.....	31
Figure 13 - Évolution de l'indice de Berger-Parker moyen.....	31
Figure 14 - Évolution de l'indice de valeur conservatoire moyen.....	32
Figure 15 - Évolution de l'indice d'homogénéisation moyen.....	32
Figure 16 - Évolution de l'indice de température des communautés moyen.....	33
Figure 17 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Saint-Hubert.....	35
Figure 18 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Saint-Hubert.....	35
Figure 19 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Croix-Scaille.....	36
Figure 20 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Croix-Scaille.....	36
Figure 21 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Plateau des Tailles.....	37
Figure 22 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Plateau des Tailles.....	37
Figure 23 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Plateau des Hautes-Fagnes.....	38
Figure 24 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Plateau des Hautes-Fagnes.....	38
Figure 25 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Plateau de Spa-Malchamps.....	39
Figure 26 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Plateau de Spa-Malchamps.....	39
Figure 27 - Dendrogrammes fournis par la méthode des groupements de Ward.....	40
Figure 28 - Représentation des variables environnementales de l'année 2000 dans l'espace de dimension réduit formés par les deux premiers axes de l'ACP.....	41
Figure 29 - Représentation des variables environnementales de l'année 2015 dans l'espace de dimension réduit formés par les deux premiers axes de l'ACP.....	42
Figure 30 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Pipit farlouse.....	46

Figure 31 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Pipit des arbres.	46
Figure 32 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Pouillot fitis.	47
Figure 33 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Tarier pâtre.	47
Figure 34 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Faucon crécerelle.....	48
Figure 35 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Locustelle tachetée.....	48
Figure 36 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Coucou gris.	49
Figure 37 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Mésange huppée.	49
Figure 38 - Taier pâtre femelle.....	51
Figure 39 - Pipit farlouse dans la Fagne de la Rur	55
Figure 40 - Locustelle tachetée sur le plateau des Hautes-Fagnes	56

Table des Tableaux

Tableau 1 - Dénomination, provenance et brève description des variables environnementales	21
Tableau 2 - Conversion des statuts de conservation en valeur conservatoire	24
Tableau 3 - Matrice de transition des habitats des points d'écoute entre 2000 et 2015.....	43
Tableau 4 - Espèces indicatrices significativement associées aux milieux de "landes".	43
Tableau 5 - Nombre d'espèces par type de tendance en Wallonie et en Ardenne..	44
Tableau 6 – Nombre d'espèces par type de catégorie de tendance et par type de spécialisation d'habitat en Ardenne.....	44
Tableau 7 - Tendance annuelle moyenne des populations de 52 espèces en Wallonie et en Ardenne.....	45

1 Introduction

1.1 Contexte

Les tourbières et milieux associés sont des écosystèmes devenus rares aujourd'hui. Et pourtant, ces écosystèmes sont d'un intérêt patrimonial et écologique incontestable. Ils accueillent notamment une grande richesse biologique qui a toujours captivé les naturalistes. Nombreuses sont les espèces animales et végétales typiquement inféodées à ces milieux naturels. En Belgique, comme en Europe, ces habitats, et les espèces qui y sont liées, sont largement menacés. La plupart d'entre eux figurent sur la liste en Annexe I de la Directive européenne CE92/43 « Habitats » et sont donc soumis à des mesures de protection liées au réseau Natura 2000. En Wallonie, tous ces biotopes sont en état de conservation défavorable alors que le potentiel de restauration est important. Depuis 2003, un ensemble de six projets LIFE (méta-projet) est mené sur les hauts plateaux de l'Ardenne belge. Ce vaste programme de restauration des tourbières et milieux associés a pour but de restaurer l'état de conservation favorable de ces milieux (Dufrière *et al.*, 2015).

Le succès de ce méta-projet est déjà constaté pour les espèces ciblées. C'est notamment le cas de plantes rares, de certaines espèces de papillons et de libellules inféodées aux milieux tourbeux. Les oiseaux ne sont pas en reste. Certaines espèces comme la Pie-grièche grise et le Torcol fourmilier recolonisent et s'installent sur les sites restaurés (Paquet *et al.*, 2017). L'effet de ces projets de restauration sur ces espèces à valeur conservatoire élevée est indéniable. Toutefois, l'impact de la restauration des milieux tourbeux sur les populations d'oiseaux nicheurs communs reste méconnu.

Dans un contexte général de déclin de l'avifaune commune, il serait intéressant de savoir à quel point ces projets de restauration contribuent au soutien des populations d'oiseaux communs. En effet, les populations d'oiseaux nicheurs communs en Wallonie sont globalement en régression, semblant suivre la tendance générale européenne (Paquet *et al.*, 2010) et ce, malgré les mesures de protection et de conservation mises en place.

1.2 Objectifs

Les projets de restauration auraient-ils donc un effet collatéral sur l'avifaune commune ? Cet effet est-il réel, est-il identique pour chaque espèce ?

Cette étude a pour objectif de déterminer les effets des projets de restauration à grande échelle sur les populations d'oiseaux nicheurs communs. Dans ce but, (1) le calcul de paramètres permet d'identifier si les communautés d'oiseaux évoluent différemment à l'échelle de l'Ardenne et à l'échelle des projets LIFE. (2) Par après, l'étude se penche sur la manière dont les communautés évoluent au sein même des projets LIFE. (3) Enfin, après une approche à l'échelle des communautés, les tendances des effectifs par espèce sont déterminées afin d'identifier la réponse des différentes espèces aux projets de restaurations.

1.3 Plan du travail

Cette introduction est suivie par les concepts-clés de l'étude. Une troisième partie concerne la méthodologie employée et les analyses effectuées pour répondre aux objectifs. Les résultats découlant des analyses sont présentés dans la quatrième partie et discutés dans la cinquième. La dernière partie résume les aboutissants de l'étude et envisage des perspectives futures.

2 Concepts-clé de l'étude

Cette partie a pour but de développer les concepts-clé de l'étude. Premièrement, les constats sur l'état de la biodiversité sont présentés. Plus précisément, l'état des populations d'oiseaux est discuté à l'échelle européenne mais également à l'échelle wallonne. Par après, le sujet des tourbières et milieux associés est abordé. Cette partie traite notamment de l'origine, la localisation, l'Histoire et les enjeux de ces biotopes. Finalement, la description du méta-projet de restauration des tourbières est détaillée.

2.1 État de la biodiversité

Le terme « biodiversité » fut créé en 1985 par le biologiste américain Walter G. Rosen. Ce concept s'est ensuite popularisé lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro, en juin 1992. La biodiversité est alors définie comme la variabilité entre les êtres vivants incluant les systèmes marins, terrestres, aquatiques, et comprenant la diversité au sein des espèces, entre espèces et entre communautés.

Cette conférence fut la première à réunir des scientifiques sur le thème de la crise environnementale. À la fin du 20^{ème} siècle, l'extinction importante d'espèces a amené une prise de conscience quant aux problématiques liées à l'environnement. En effet, durant cette période la structure et le fonctionnement des écosystèmes a changé considérablement et plus rapidement qu'auparavant. Ainsi, les habitats se sont dégradés, fragmentés et raréfiés dus aux activités anthropiques. Ces modifications ont conduit à une perte irréversible de la diversité biologique. Le nombre d'espèces présent sur Terre est en train de chuter, le taux d'extinction d'espèces est mille fois plus important que le taux d'extinction historique habituel. De ces problématiques découlent une dégradation voir une perte de services écosystémiques, impactant dès lors le bien-être des populations humaines (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; FRB, 2018)

Les menaces contribuant à la perte de biodiversité sont nombreuses mais les plus importantes sont la modification des habitats, le changement climatique, la pollution, la surexploitation et les invasions biologiques (Tilman *et al.*, 2017). La Liste rouge mondiale compte 26197 espèces menacées sur les 93577 étudiées (28%). Parmi ces espèces, 41% des amphibiens, 13% des oiseaux et 25% des mammifères sont menacés d'extinction au niveau mondial (IUCN, 2018).

Plus précisément, en Wallonie, 31% des espèces, animales et végétales, ont un statut de conservation défavorable. Dans certains groupes taxonomiques (poissons, reptiles, papillons de jour et libellules), plus de la moitié des espèces sont menacées. Les causes principales de cette perte de biodiversité sont multiples et leur combinaison entraîne un déclin plus important. L'urbanisation croissante provoque l'altération, la fragmentation voire la disparition des habitats naturels. L'uniformisation des paysages et la raréfaction des milieux ouverts naturels sont aussi des causes importantes de la perte de biodiversité. Les pratiques agricoles intensives, les espèces invasives ainsi que la pollution de l'air, des eaux et des sols sont également responsables de cette chute de diversité biologique. Les différents stress liés aux changements climatiques ne sont pas négligeables non plus (SPW *et al.*, 2017).

Ces chiffres alarmants confirment la problématique de perte de biodiversité et encouragent les actions de protection et de conservation. À l'échelle européenne, une stratégie pour la biodiversité est mise en place. Au travers de six objectifs et de vingt actions, l'Europe cherche à diminuer les

pressions subies par la biodiversité d'ici 2020. Parallèlement, les projets LIFE continuent à voir le jour partout en Europe permettant des actions de protections, de gestions, de restaurations des habitats d'intérêts mais également des actions de sensibilisations quant aux problèmes environnementaux. En Belgique, le projet LIFE intégré vise à renforcer la protection des espèces et habitats sensiblement menacés dans le but de répondre aux objectifs de Natura 2000 et aux objectifs de conservation de la nature (SPW, 2017).

À diverses échelles, ces différentes actions permettent de protéger et de conserver le patrimoine naturel nécessaire au maintien des services écosystémiques rendus par la nature.

2.2 L'avifaune

Les communautés d'oiseaux sont souvent utilisées afin d'estimer l'état de santé des écosystèmes (Weber *et al.*, 2008). Les oiseaux sont de bons bio-indicateurs de l'état général de la faune, et plus globalement de la biodiversité, que ce soit pour des raisons scientifiques ou pratiques. Ils sont relativement faciles à détecter, à identifier, à recenser et donc à étudier. En effet, de nombreuses études ont déjà été menées sur les oiseaux, conduisant donc à une bonne connaissance de leur taxonomie, de leur écologie et de leurs comportements. Leur taille et leur longévité permettent une réponse relativement rapide aux changements environnementaux et plus particulièrement aux perturbations anthropiques majeures (urbanisation, changements d'occupation du sol, etc.) (Canterbury *et al.*, 2000). De plus, les oiseaux occupent presque tous les types d'habitats. Finalement, les oiseaux ont une importante valeur symbolique et les problématiques qui les touchent ont un impact important sur les décideurs et le grand public (Gregory *et al.*, 2005).

2.2.1 En Europe

En Europe, l'avifaune commune se porte mal. Entre 1980 et 2009, le déclin de l'abondance totale des oiseaux (toutes espèces confondues) est estimé à 421 millions d'individus (Inger *et al.*, 2015). Cette perte d'abondance résulte essentiellement du déclin des espèces communes. En effet, les espèces communes voient leur effectif diminuer tandis que les espèces moins abondantes ont tendance à augmenter. Sur 170 espèces nicheuses, 41% sont en déclin et parmi ces dernières 30% sont des espèces des milieux agricoles (European Bird Census Council, 2017). L'intensification des pratiques agricoles est au moins en partie responsable de ce déclin important (Donald *et al.*, 2001; Robinson & Shutherland, 2002). Donald *et al.* (2001) utilisent le rendement en céréales comme un indicateur des changements de pratiques agricoles et met en évidence une corrélation avec la tendance moyenne des populations d'oiseaux agricoles. La corrélation positive entre l'augmentation du rendement en céréale et le déclin des populations vient appuyer les effets néfastes de l'intensification agricole sur l'avifaune des champs. Une corrélation positive apparaît également entre le niveau d'intensification agricole d'un pays et le déclin des populations d'oiseaux agricoles de ce même pays (Donald *et al.*, 2006). Par ailleurs, l'homogénéisation des paysages conduit également à une perte de biodiversité (Devictor & Jiguet, 2006) et plus particulièrement pour les oiseaux agricoles qui utilisent les parcelles agricoles comme site d'alimentation et nidifient en périphérie de ces parcelles utilisant les éléments de bordures comme les haies (Vickery & Arlettaz, 2012).

En résumé, en Europe, les populations d'oiseaux communs voient leur populations régresser rapidement alors que le nombre d'espèces moins abondantes augmente (Inger, 2015). L'avifaune la plus touchée par le déclin est sans conteste l'avifaune des milieux agricoles et ce principalement dû à l'intensification des pratiques agricoles et à l'homogénéisation des paysages dans les campagnes.

2.2.2 En Wallonie

En Wallonie, le suivi de l'avifaune est réalisé par Aves, le pôle ornithologique de Natagora. Aves centralise les données ornithologiques et réalise des études concernant les oiseaux à Bruxelles et en Wallonie. Dans le cadre du programme de surveillance de l'état de l'environnement wallon, Aves participe principalement à deux programmes de surveillance de l'avifaune wallonne. La réalisation d'Atlas des oiseaux nicheurs et le suivi des oiseaux communs de Wallonie permettent ainsi une bonne connaissance de l'état des populations d'oiseaux en Wallonie (Aves).

En collaboration avec le Département de l'Étude du milieu Naturel et Agricole, Aves a édité « L'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie ». Ce dernier a pour but de dresser un bilan sur l'état de l'avifaune nidificatrice de Wallonie. La répartition, les effectifs et les habitats et l'évolution de chaque espèce y sont présentés et analysés. De plus, la comparaison des données avec celles utilisées pour le précédent Atlas (1973-1977) permet d'identifier les tendances évolutives en termes de richesse spécifique, d'effectifs et d'aire de répartition des espèces.

En trente ans, une modification de la composition de l'avifaune nidificatrice a été observée. Par rapport à l'Atlas de 1973-1977, l'avifaune nicheuse wallonne a perdu deux espèces mais en a gagné 18 nouvelles, portant ainsi la richesse spécifique à 160 espèces nicheuses sur l'entièreté de la Wallonie. En ce qui concerne les aires de répartition et les effectifs, certaines espèces peu abondantes ont vu leurs effectifs et leur aire de répartition augmenter. Par exemple, le Héron cendré *Ardea cinerea* et le Corbeau freux *Corvus frugilegus* qui étaient des espèces autrefois persécutées. De plus, les populations de rapaces se sont également développées à la suite de différentes mesures mises en place : protections légales, diminution des empoisonnements et progression des milieux forestiers. L'augmentation des plans d'eau a aussi favorisé l'installation de certaines espèces d'oiseaux d'eau. En revanche, les oiseaux associés aux milieux agricoles n'ont pas connu de pareilles augmentations, à l'exception de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* qui réoccupe des régions abandonnées depuis des décennies. De plus, les passereaux sédentaires ou migrateurs partiels et ceux plus généralistes en matière d'habitat sont plus susceptibles d'être en augmentation que les passereaux migrateurs et spécialisés (Jacob *et al.*, 2010)

Dans la continuité de l'Atlas, un autre outil dresse un bilan des oiseaux nicheurs. Mise à jour en 2010 pour être conforme aux critères de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), la liste rouge des oiseaux nicheurs de Wallonie montre que 29% des espèces d'oiseaux nicheurs en Wallonie sont menacées (13,6% sont classés comme « vulnérable », 6,1% « en danger » et 9,5% « en danger critique »). Les habitats qui accueillent, en moyenne, le plus d'espèces menacées sont les milieux agricoles, les milieux humides et surtout les landes et les fagnes (Paquet & Jacob, 2010). De fait, les habitats rares comme les landes et les fagnes accueillent un cortège spécifique particulier qui est très souvent composé d'espèces rares et/ou en mauvais état de conservation, ce qui souligne l'importance de ces habitats pour le maintien des espèces menacées.

Le deuxième programme de surveillance de l'avifaune est le programme nommé « SOCWAL », pour « Surveillance des oiseaux communs en Wallonie ». Il a pour but de suivre annuellement les populations d'espèces nicheuses communes par la méthode de points d'écoute. L'analyse de ces données permet de retirer des tendances pour chaque espèce et de déterminer la manière dont les populations évoluent. Le récent article de Derouaux & Paquet (2018) montre que pour 81 espèces nicheuses en Wallonie, 51% sont en déclin, 23% sont stables et 26% sont en augmentation. Parmi les 17 espèces des milieux agricoles, 65% sont en déclin confirmant dès lors les tendances observées

durant la période Atlas (2001-2007). Les principaux problèmes menant à ce déclin sont la difficulté de trouver des ressources alimentaires pendant l'hiver mais également en période de nidification. Le fait que les espèces des milieux agricoles nichent régulièrement au sol est également un problème important au vu des pratiques agricoles actuelles (précocité des fauches et récoltes) (Newton, 2017). En ce qui concerne les espèces forestières, 50% sont en déclin sur un total de 22 espèces. Cependant, la situation semble moins préoccupante que pour les espèces agricoles. En effet, les analyses montrent une tendance récente à la stabilisation malgré une tendance à la régression sur le long terme. Certaines espèces sont même en augmentation sur le long terme comme le Pic mar *Dendrocoptes medius* ou le Grimpereau des bois *Certhia familiaris* qui agrandissent leur aire de répartition vers les altitudes plus basses.

Un autre constat réalisé lors de la période Atlas est confirmé dans les analyses menées grâce au programme SOCWAL. Les espèces migratrices qui hivernent en Afrique sont en moyenne plus en déclin que les espèces sédentaires ou migratrices partielles.

Les données récoltées par le programme « SOCWAL » ont également permis de réaliser une étude concernant les impacts des changements climatiques sur l'avifaune de Wallonie. Au cours de ces dernières décennies, les communautés d'oiseaux se sont modifiées devenant plus méridionales (Devictor *et al.*, 2012).

À l'aide des indices de températures spécifiques (Devictor *et al.*, 2008), Laudelout & Paquet (2014) ont calculé un d'indice de température de communauté annuel pour la période 1990-2014 en Wallonie. Cet indice montre une légère hausse de 0.027°C par décennie, indiquant dès lors que les communautés d'oiseaux tendent à être composées par des espèces plus méridionales. En outre, cette hausse est très semblable à la moyenne européenne de 0.026°C calculée par Devictor (2012). Ces modifications, constatées à l'échelle européenne, sont sans doute une des preuves la plus évidente du réchauffement climatique. En Europe, les conséquences des réchauffements climatiques devraient être une augmentation de la diversité d'espèces par site (Davey *et al.*, 2012) alors que la diversité entre site devrait diminuer (Davey *et al.*, 2013), conduisant alors à une homogénéisation des communautés. Les modifications anthropiques telles que l'urbanisation et la simplification des paysages provoquent également ce phénomène d'homogénéisation des communautés d'oiseaux (Clergeau *et al.*, 2005). À mesure que les paysages s'homogénéisent, l'avifaune se généralise (Le Viol *et al.*, 2012). Au vu des multiples causes de ce phénomène, il est délicat de distinguer les impacts liés aux changements climatiques et ceux liés aux changements anthropiques.

Globalement, les tendances suivies par les espèces à l'échelle européenne sont également celles suivies à l'échelle de la Wallonie. On assiste aujourd'hui à une diminution des effectifs des espèces communes, alors que les effectifs des espèces moins communes augmentent. Les espèces les plus touchées par ce déclin sont principalement les espèces associées aux milieux agricoles ainsi que les espèces migratrices et spécialistes. Une modification des assemblages d'espèces est aussi à noter. Les changements climatiques conduisent les communautés d'oiseaux à intégrer une proportion croissante d'éléments méridionaux. Ils mènent aussi à une homogénéisation des communautés. Ce phénomène d'homogénéisation est également dû à la simplification des paysages favorisant les espèces généralistes au détriment des espèces spécialistes.

2.3 Les tourbières et milieux associés en Belgique

2.3.1 Origine et localisation

Une tourbière est formée par l'accumulation de matière végétale. Le milieu sur lequel les tourbières se développent est continuellement gorgé en eau, l'oxygène y est alors rare. Dans ces conditions asphyxiantes, le processus de décomposition de la matière végétale se trouve fortement ralenti. Cette faible minéralisation conduit à une accumulation annuelle de tourbe allant de 0,2 à 1 millimètre de haut (Frankard, 2007)

Les origines et formations diverses des tourbières font la grande variété de ces milieux.

Les **tourbières hautes ou bombées** sont des tourbières ombrogènes, uniquement alimentées par l'eau de pluie. Cette formation est à son optimum au-dessus de 550-600m d'altitude. L'accumulation de tourbe y est très importante pouvant parfois atteindre plusieurs mètres. La flore et la faune qui s'y développent sont très spécialisées et sont qualifiées de boréo-montagnardes. Ces milieux ont subi d'importantes dégradations dues aux activités anthropiques (exploitation de la tourbe, drainage pour l'exploitation forestières). Il ne reste donc que quelques reliquats de tourbières hautes actives non impactés par les activités de l'homme. En effet, la plupart des tourbières hautes actives sont fortement dégradées et recolonisées peu à peu par la Molinie (Dufrêne et al., 2015; Manneville et al., 2006).

Les **tourbières de pentes ou de sources**, quant à elles, sont alimentées par de l'eau ruisselant dans ou sur le sol. Elles prennent généralement naissance en bas de pentes ou dans des vallons. Elles sont le plus souvent de plus petites tailles et comportent moins de contraintes pour les espèces qui y vivent que les tourbières hautes étant donné que l'eau circulant est plus chargée en oxygène (Manneville et al., 2006).

Les **lithalses** sont un type particulier de tourbières résultant de la formation de lentille de glace dans le sol à la fin de la dernière glaciation. Elles s'expriment sous la forme de dépressions circulaires de quelques dizaines de mètres de diamètres et de 2 à 3 m de profond en leur centre (Manneville, 2006).

Les **landes tourbeuses** tiennent leur origine dans les anciennes pratiques agro-pastorales. Elles sont dominées par des sous-arbrisseaux, principalement des Ericacées comme les bruyères, les myrtilles et les airelles. L'accumulation de tourbe est généralement plus faible, de l'ordre de quelques décimètres. Ces formations se retrouvent majoritairement sur sols acides. Selon le régime hydrique, deux types de landes se développent, les landes sèches et les landes humides (Dufrêne, 2015; Manneville, 2006).

En Belgique, les milieux tourbeux sont très fragmentés et généralement de petites tailles. Ils se retrouvent principalement en Wallonie sur les hauts plateaux ardennais et en haute Semois mais quelques sites tourbeux d'intérêt se situent en Flandre, principalement sur les sables de la Campine limbourgeoise (Figure 1).

De fait, la Flandre présente plusieurs taches de landes de quelques hectares au milieu d'une matrice paysagère fortement urbanisée. Certains de ces milieux ouverts se situent à proximité des localités de Bourg-Léopold, Moorsel, Zonhoven et Oud-Turnhout. « Landschap De Liereman » et « Dommeldal » sont deux réserves naturelles composées de pelouses sur sable, de landes sèches et humides. Côté faune, des espèces d'oiseaux peu communes y nichent comme l'Alouette lulu *Lullula arborea*, et l'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus* (Natuurpunt).

« De Zwarte Beek Vallei » et « De Maten » sont également deux réserves naturelles, privées, situées dans le Limbourg flamand. Respectivement de 380 ha et 180 ha, ces réserves sont des sites majeurs pour de nombreuses espèces d'oiseaux. Étangs oligotrophes, landes humides, bas-marais acides, roselières, saulaies, aulnaies sont les divers habitats qui composent les paysages de cette région. La flore est composée d'espèces typiques des tourbières comme le Trèfle d'eau *Menyanthes trifoliata*, la Narthécie *Narthecium ossifragum*, les Sphaignes *Sphagnum sp.*, la Linaigrette *Eriophorum sp.* et l'Andromède *Andromeda polifolia* (Manneville, 2006).



Figure 1 - Situation des tourbières et milieux associés en Belgique. 1. Plateau des Hautes Fagnes; 2. Plateau des Tailles; 3. Plateau de Saint-Hubert; 4. Plateau de Recogne; 5. Plateau de la Croix-Scaille; 6. Marais de la Haute Semois; 7. De Westhoek; 8. Het molsbroek; 9. Marais de l'Escaut; 10. Torfbroek; 11. Zwarte Beek; 12. De Maten. Source : Manneville *et al.*, 2006

En Wallonie, la réserve naturelle domaniale des Hautes Fagnes est une des plus ancienne réserve de Belgique et est un site majeur pour les milieux tourbeux. Située à l'est de la province de Liège, elle couvre un total de 5368 ha (SPW, 2018) répartis sur plusieurs sous-réserves. Les habitats rencontrés sont principalement des tourbières hautes dégradées, des landes sèches et humides ainsi que des boulaies et aulnaies tourbeuses. Certains sites abritent des tourbières hautes actives, des tourbières de sources à Narthécie et des bas-marais acides. Par ailleurs, de très nombreuses lithales sont présentes sur les sites de Spa-Malchamps et de Brackvenn (Manneville, 2006).

En province de Luxembourg, sur les haut plateaux ardennais, trois sites importants accueillent des tourbières et milieux associés. La réserve naturelle du Plateau des Tailles (500 ha) rassemble de nombreux habitats tourbeux caractéristiques dans un bon état de conservation. Beaucoup d'espèces boréo-montagnardes, rares en Belgique, s'y développent comme le Nacré de la canneberge *Boloria aquilonaris*, la Cordulie arctique *Somatochlora arctica*, la Camarine noire *Empetrum nigrum* et

l'Arnica *Arnica montana*. Sur le Plateau de Saint-Hubert, la réserve naturelle domaniale du Rouge-Poncé accueille une vaste boulaie tourbeuse recolonisant une tourbière bombée, sur près de 37 ha. Les Anciennes Troufferies de Libin (Plateau de Recogne) sont une mosaïque de biotopes tourbeux secs et humides très intéressante pour une faune et une flore très spécialisée (Manneville, 2006).

Toujours en province du Luxembourg mais plus au sud, en Lorraine belge, les marais de la haute Semois comportent 130 ha de réserves naturelles. Il s'agit du dernier ensemble important de tourbières alcalines en Wallonie permettant ainsi le développement d'une flore calcicole typique (Manneville, 2006).

C'est au sud-est de la province de Namur que se trouve la Fange de l'Abîme (Plateau de Croix-Scaille), 15 ha de reliquat de milieux tourbeux typiques de l'Ardenne. Sa situation permet la présence d'un cortège atlantique particulier composé notamment de l'Osmonde royale *Osmunda regalis* et du Piment royal *Myrica gale* (Manneville, 2006).

2.3.2 Histoire des tourbières en Wallonie

En Wallonie, les milieux tourbeux sont sujets à divers impacts anthropiques et ce, depuis plusieurs siècles. D'abord modérées puis bien plus intensives, les différentes activités de l'Homme ont participé aux changements des écosystèmes tourbeux et, de manière plus générale, des paysages associés. En particulier, dès le XV^{ème} siècle, les tourbières hautes actives ont été drainées afin de pouvoir extraire la tourbe, utilisée comme combustible par les populations locales jusque milieu du XX^{ème} siècle. L'exploitation cessée, les tourbières asséchées ont été recolonisées par la molinie et la bruyère, caractérisant les tourbières hautes dégradées. D'autres activités telles que le pâturage, le fauchage, le stiernage et la mise en place de cultures extensives (essartage ou écobuage) ont conduit à des milieux dits semi-naturels (landes humides, bas-marais acides, tourbières de transition,...) au détriment des forêts sur sol tourbeux. Vers le milieu du XIX^{ème} siècle, les activités agropastorales ont commencé à cesser laissant place à des pratiques plus intensives. La majeure partie des écosystèmes tourbeux ont été drainés et asséchés afin de permettre la plantation d'épicéas pour l'exploitation forestière. Non seulement, ces pratiques ont conduit à une perte de biodiversité et de patrimoine importante mais il s'est également avéré que ce type de culture était finalement très peu rentable (Dufrêne, 2015).

Toutes ces actions de l'Homme ont donc mené à une modification importante des écosystèmes directement liée à une perte de biodiversité spécifique. Aujourd'hui, on estime qu'il reste à peine 30% des 15 000 ha de tourbières hautes, landes humides, tourbières boisées et bas-marais autrefois présents en Wallonie, écosystèmes pour la plupart en mauvais état de conservation (Dufrêne, 2015).

2.3.3 Enjeux des tourbières en Wallonie

Les conditions particulières de formation des tourbières et des milieux associés en font des habitats rares. La diversité et l'originalité de ces habitats permettent d'accueillir une faune et une flore tout à fait particulières et spécifiques. Les tourbières sont des écosystèmes d'intérêt hydrologique, biologique et patrimonial (Cubizolle & Sacca, 2004).

Au vu de la singularité de ces écosystèmes, les Hauts-Plateaux d'Ardenne belge sont un véritable enjeu écologique et patrimonial. Il est donc important de réaliser des travaux de restauration et des activités de conservations afin de préserver ces biotopes.

2.3.3.1 Biotopes

Les biotopes visés par l'ensemble des six projets LIFE sont d'une grande diversité. La plupart de ces habitats se retrouvent en Annexe I de la Directive européenne CE92/43 « Habitats ». Une majorité est donc désignée en site Natura 2000 permettant ainsi des actions de protection et de conservation.

Tous ces habitats sont en état de conservation défavorable en Wallonie. Certains d'entre eux, comme les tourbières hautes actives ne couvrent plus que quelques dizaines d'hectares.

Les différents habitats ciblés par les projets LIFE réalisés sur les Hauts Plateaux ardennais sont principalement les tourbières, les landes humides et sèches, les chênaies montagnardes de chêne pédonculé à trientale, les mégaphorbiaies et aulnaies alluviales (Dufrêne, 2015).

2.3.3.2 Espèces

Les tourbières et milieux associés abritent une faune et une flore rares et originales. La singularité des différents cortèges spécifiques est due aux conditions climatiques et physico-chimiques des milieux respectifs. Il s'agit, pour la plupart, d'espèces reliques, vestiges des dernières glaciations. Ces espèces boréo-montagnardes sont donc isolées des autres populations européennes depuis bien longtemps, leur conférant une originalité plus importante (Dufrêne, 2015; Manneville, 2006)

Faune

Plusieurs espèces animales, comprises dans différents groupes taxonomiques, sont ciblées par le méta-projet LIFE. Les travaux ont été menés afin de favoriser principalement diverses espèces d'oiseaux, de papillons et de libellules.

Le Tétrás lyre *Tetrao tetrix*, espèce emblématique du Plateaux des Hautes-Fagnes, connaît une importante diminution de ses populations depuis 1994 jusqu'à atteindre une micro-population de trois individus en 2017, cantonnée à la Réserve naturelle domaniale des Hautes Fagnes (Poncin *et al.*, 2017). Les travaux de restauration menés durant le projet LIFE « Hautes-Fagnes » ont recréé des habitats favorables à l'espèce. Depuis avril 2017, un projet de renforcement de population du tétras lyre est mis en place afin de recouvrir une population viable.

La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* et le Torcol fourmilier *Jynx torquilla* sont également deux espèces nicheuses rares ciblées par les projets LIFE Tourbières. La Grue cendrée *Grus grus* est observée chaque année sur les sites tourbeux lors de ses haltes migratoires. Nicheur occasionnel en Wallonie, la Bécassine des marais *Gallinago gallinago* est aussi une espèce cible. L'espèce pourrait nicher plus régulièrement sur le territoire wallon grâce aux travaux de restauration (Dufrêne, 2015).

Plusieurs espèces de papillons rares et en déclin en Wallonie sont également ciblées par les différents projets LIFE. Le Nacré de la canneberge, est une espèce spécialiste majoritairement dépendant de l'Airelle canneberge qui se développe sur les tourbières acides à sphaignes et tourbières de transition. Le Cuivré de la bistorte *Lycaena helle* et Nacré de la bistorte *Boloria eunomia* côtoient les prairies humides à bistorte et les abords de tourbières. Le Cuivré écarlate *Lycaena hippothoe*, dont seuls quelques noyaux de populations persistent en Wallonie, fréquente aussi les prairies humides et les bordures de tourbières où il pond sur les *Rumex*. (Dufrêne, 2015).

En ce qui concerne les Odonates, plusieurs espèces de libellules sont inféodées aux milieux tourbeux et constituent donc des populations rares et localisées en Wallonie. Les Hauts Plateaux

ardennais accueillent notamment quatre espèces très rares que sont l'Aeschne subarctique *Aeshna subarctica*, la Leucorrhine à gros thorax *Leucorrhinia pectoralis*, la Cordulie arctique et l'Agrion hasté *Coenagrion hastulatum* (Dufrêne, 2015).

Flore

En ce qui concerne la flore, les tourbières et milieux associés sont constitués par une végétation particulière et notamment par des espèces rares en Wallonie. Ce genre de milieux abrite, par exemple, huit espèces d'Ericacée dont la très rare Andromède qui se développe sur les tourbières hautes actives. D'autres espèces comme l'Orchis des sphaignes *Dactylorhiza sphagnicola* et le Rossolis à feuilles rondes *Drosera rotundifolia* (Figure 2) vont typiquement croître respectivement dans les bas-marais acides et sur les tourbières de transition. Les parties inondées des tourbières voient également se développer une espèce très rare en Wallonie, le Lycopode inondé *Lycopodiella inundata* (Dufrêne, 2015)



Figure 2 - Rossolis à feuilles rondes *Drosera rotundifolia* sur le plateau des Hautes-Fagnes (Grande Fange (Baraque Michel), 13.06.2018, © Gauthier Deschamps)

2.3.4 Méta-projet Life de restauration des tourbières d'Ardenne

L'intégration des tourbières et milieux associés au sein du réseau Natura 2000 a été un premier pas en ce qui concerne la protection et la conservation de ces écosystèmes rares. Cependant, au vu de leur état de conservation défavorable, il était nécessaire de restaurer ces habitats. Dans le but de recréer un réseau écologique cohérent, il fallait agir sur des surfaces importantes, sur l'entièreté des hauts plateaux ardennais.

Résultant de cette réflexion, un premier projet est né en 2002 concernant le plateau de Saint-Hubert. Ce projet a alors servi d'amorce pour le lancement d'un vaste programme de restauration des tourbières sur l'entièreté des Hauts-Plateaux ardennais. Dès lors, de 2003 à 2018, un ensemble

de six projets LIFE se sont succédés permettant ainsi la restauration des milieux tourbeux depuis le massif de la Croix-Scaille jusqu'aux Hautes-Fagnes, en passant par les plateaux de Libin et de Recogne, le massif de Saint Hubert, le plateau des Tailles et celui de Spa-Malchamps (Dufrêne, 2015)

Les six projets LIFE sont les suivants :

- 2003-2007 : TOURBIERES : Restauration des tourbières du Plateau de Saint-Hubert
- 2006-2009 : CROIX-SCAILLE : Actions pour les vallées et les tourbières de la Croix-Scaille
- 2006-2010 : PLT TAILLES : Restauration des habitats naturels au Plateau des Tailles
- 2007-2012 : HAUTES-FAGNES : Restauration des landes et tourbières du Plateau des Hautes-Fagnes
- 2010-2014 : LOMME : Restauration des habitats naturels dans le bassin de la Lomme et zones adjacentes
- 2012- 2018: ARDENNES LIEGEOISES : Restauration de la fagne entre le Plateau des Hautes-Fagnes et le Plateau des Tailles

2.3.4.1 Actions menées

Ce vaste programme de restauration a été mené au travers de quatre actions principales que sont la protection des sites sensibles, les travaux de restauration proprement-dit, la gestion des sites et la sensibilisation du public.

Protection des sites

Avant le début des travaux, il est primordial d'obtenir la maîtrise foncière ou un engagement à long terme sur les sites concernés par la restauration. Ce travail demande donc beaucoup de prises de contact et de négociation étant donné les multiples propriétaires des zones concernées par les projets. Les cinq premiers projets ont permis d'acquérir 411 ha de réserves naturelles, agréées ou domaniales. Une surface quatre fois plus importante (1773 ha) a été mise sous convention trentenaire, il peut s'agir de terrain privé ou communaux. L'objectif est que l'affectation du territoire soit dédiée à la nature, excluant ainsi toute exploitation sylvicole. On peut dès lors considérer que les cinq projets finis ont contribué à la protection de 2180 ha (Dufrêne, 2015)

Travaux de restauration

La seconde étape concerne les travaux de restauration qui vont essentiellement dépendre du milieu à restaurer. (1) Les peuplements résineux avec une valeur économique sont exploités avec précaution en raison des sols à faible portance. (2) Lorsque les plantations n'avaient pas de valeur économique, les épicéas étaient broyés sur place ou transformés en copeaux pour plaquettes. Un total de 1745 ha de plantation d'épicéas a été déboisé entre 2003 et 2013. (3) Dans les milieux ouverts et forêts feuillues, des épicéas isolés sont également abattus afin d'éviter toute régénération de cette espèce. (4) Plus d'une centaine d'hectares de tourbières hautes actives, de landes humides et sèches ont été restaurés par la technique d'étrépage. Cette technique consiste à racler la végétation sur les dix premiers centimètres de sol afin que la banque de graine puisse à nouveau s'exprimer. (5) La technique de fraisage est utilisé pour restaurer les tourbières et landes envahies par la molinie. Certains milieux prairiaux ont également subi un fraisage pour permettre à nouveau le fauchage. (6) D'autre part, près de 250 hectares de forêts feuillues indigènes et en bon état de conservation sont clôturés dans le but de protéger la régénération du gibier (Dufrêne, 2015).

De nombreux travaux sont aussi menés pour restaurer le régime hydrique des tourbières et écosystèmes associés. De fait, le drainage de ces milieux les a conduits à un assèchement et à une dégradation importante. Afin de retrouver les conditions humides adéquates, il a fallu premièrement reboucher les drains. Plus de 650 kilomètres de drains ont été rebouchés permettant ainsi la création de plus 10 000 mardelles. Des digues (40 km) sont également érigées perpendiculairement à la pente afin de former une fine lame d'eau qui sera peu à peu recolonisée par les sphaignes. De nombreuses mares sont également creusées pour accueillir la faune aquatique des tourbières (Dufrêne, 2015)

Gestion des sites

Une fois les sites restaurés, il faut penser à leur gestion. Dans ce cas-ci, trois types de gestion sont envisagés ; le débroussaillage, le fauchage et le pâturage extensif. Chacun d'entre eux ont leurs avantages et leurs inconvénients.

Le débroussaillage à l'avantage d'être moins fréquent et par conséquent de laisser le milieu évoluer progressivement. Il est essentiellement utilisé afin de couper les rejets naturels d'épicéas dans les zones ouvertes. Il est également parfois réalisé dans les sites où la fougère aigle est trop envahissante, ne laissant pas s'exprimer les plantes typiques des landes (Dufrêne, 2015).

Le fauchage, lorsqu'il est mécanisé, permet de maintenir le milieu ouvert sur des bien plus grandes surfaces. En revanche, l'accessibilité du site et la portance du sol font que chaque site n'est pas enclin au fauchage mécanisé. Dans ce cas, un fauchage manuel est envisageable mais demande une main d'œuvre bien plus importante (Dufrêne, 2015).

Finalement, le pâturage extensif permet de garder une certaine hétérogénéité du milieu tout en favorisant la germination et la dispersion des graines. Il faut, certes, s'occuper du bétail mais les races bovines et ovines sélectionnées sont des races rustiques et bien adaptées aux milieux pâturés (Dufrêne, 2015).

Sensibilisation du public

Il est important de faire connaître ce genre de vaste projet de restauration, d'expliquer les différentes actions menées et ce, à un public varié. Durant les différents projets, de nombreux canaux de diffusion ont vu le jour afin de pouvoir toucher tous les acteurs, qu'il s'agisse du propriétaire privé dont les parcelles sont restaurées ou bien du simple touriste qui vient se balader dans les landes. Des actions de sensibilisation et de communication ont été organisées comme des balades guidées par exemple. De multiples supports ont été disponibles comme des dépliants, des brochures, des rapports vulgarisés et même plusieurs outils pédagogiques (carnet didactique, dossier pédagogique,...). Un site web décrivant le méta-projet a été mis en place et explique en détails les buts et actions des divers projets. On y retrouve notamment des petits films et une galerie photographique. Finalement, des sentiers didactiques ont été aménagés sur plusieurs sites souvent agrémentés de panneaux explicatifs et de miradors permettant l'observation de la faune et/ou un point de vue sur les zones restaurées (Dufrêne, 2015).

2.3.4.2 Succès et effets connus

Les objectifs du méta-projet ont largement été atteints voir dépassés, 4500 ha ont été restaurés alors que l'objectif initial était de 2800 ha. Mais afin d'évaluer l'impact des actions de restauration, il a fallu déterminer quelle était la réponse de plusieurs indicateurs biologiques par rapport à ces

actions. Différents groupes taxonomiques ont alors été inventoriés, les végétaux, les insectes (libellules et papillons) et les oiseaux (Dufrêne, 2015).

Les suivis de la végétation ont permis la réalisation d'analyse phytosociologique. Ces analyses montrent une recolonisation importante et assez rapide des sites restaurés par la végétation des milieux tourbeux comme les linaigrettes, les bruyères, le Scirpe cespiteux *Trichophorum cespitosum*. Les sphaignes recolonisent rapidement les zones étrepées lors des projets. Des espèces très rares comme le Lycopode inondé sont réapparues sur certains sites des Hautes fagnes après une longue absence. En bref, le contrôle des espèces problématiques comme l'Épicéa *Picea abies* et la Molinie *Molinia caerulea* est clair tandis que les espèces cibles et les espèces compagnes évoluent de manière favorable (Dufrêne, 2015). L'absence de crédit de colonisation pour les communautés végétales laisse supposer que la restauration des tourbières et milieux associés peut être couronnée de succès à court terme pour divers groupes taxonomiques (Cristofoli & Mahy, 2010).

Les suivis entomologiques ont montré une colonisation assez importante des sites restaurés par les libellules notamment. Les espèces mobiles ou pionnières ont très vite colonisé les nouveaux milieux aquatiques (Parkinson, 2010; Dufrêne *et al.*, 2011). Des espèces très rares et exigeantes sont également en progression. Quant aux papillons de jour, leurs communautés présentent généralement une réponse rapide aux modifications d'habitat. Un crédit de colonisation plus important est, cependant, détecté pour les espèces spécialistes (Cristofoli & Mahy, 2010). Le temps nécessaire à la recolonisation des sites restaurés est donc plus long pour ces espèces. Toutefois, le Nacré de la canneberge (Figure 3) a particulièrement bien répondu aux actions menées par les projets LIFE. Une population est notamment apparue sur le plateau de Saint-Hubert et de nouveaux sites sont conquis sur le plateau des Tailles et dans les Hautes-Fagnes.

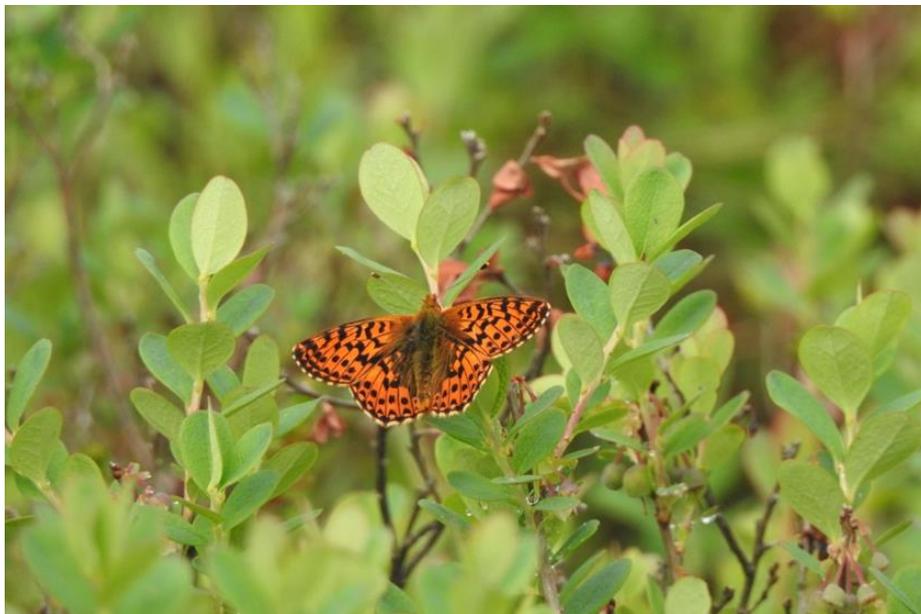


Figure 3 - Nacré de la canneberge *Boloria aquilonaris* sur le plateau des Tailles (Fange aux Mochettes (Samrée), 06.06.2018, © Gauthier Deschamps)

En ce qui concerne les suivis ornithologiques, des évolutions positives concernant certaines espèces cibles sont déjà visibles. Les sites restaurés accueillent notamment plusieurs couples nicheurs de Pie-grièche grise (van der Elst, 2013), de Torcol fourmilier (Jacob & Vieuxtemps, 2010) et d'Alouette lulu (Jacob, 2010a). La Sarcelle d'hiver *Anas crecca*, nicheur très rare en Wallonie a

également niché sur les plans d'eaux creusés par les projets. L'Engoulevent d'Europe occupe également des sites restaurés pour y nidifier (Dufrêne et al., 2015).

Les Grues cendrées et les Bécassines des marais sont aussi de plus en plus nombreuses à côtoyer les milieux restaurés lors de leurs haltes migratoires. Ces deux espèces pourraient également y nicher dans un avenir proche. Une tentative de nidification de la bécassine a par ailleurs été notée en 2017 (Collard *et al.*, 2017).

En ce qui concerne le Tétràs lyre, la trop petite population ne permet pas la recolonisation des sites restaurés. Des études en cours permettront d'évaluer le succès du programme de renforcement de la population et de voir si de nouveaux individus coloniseront les milieux restaurés.

La mise en place d'environ 400 points d'écoute sur les sites LIFE permettront de déterminer les effets des projets sur les populations d'oiseaux communs (Dufrêne, 2015), c'est notamment l'objet du travail ci-présent.

3 Matériels et méthodes

3.1 Présentation de la zone d'étude

Les divers projets LIFE de restauration des tourbières ont été réalisés sur l'ensemble des Hauts-Plateaux ardennais, la région naturelle de l'Ardenne a donc été choisie comme base de comparaison. En effet, il est primordial de maintenir un contexte biogéographique semblable pour pouvoir comparer les tendances observées au sein des sites LIFE avec les tendances générales que les oiseaux communs rencontrent à une plus grande échelle. L'échelle de la zone d'étude semble assez fine pour pouvoir comparer les tendances et assez large pour contenir suffisamment de données de suivis ornithologiques au cours des 29 dernières années.

Située en Wallonie, la région naturelle de l'Ardenne couvre une grande partie de la province de Luxembourg excepté le nord-ouest dédié à la Famenne et le sud situé en Lorraine belge. La partie Est de la province de Liège est également couverte par l'Ardenne. Enfin, le sud des provinces de Hainaut et de Namur comportent également une petite partie de l'Ardenne (Figure 4). Cinquante-six communes wallonnes sont au moins en partie recouvertes par cette région naturelle.

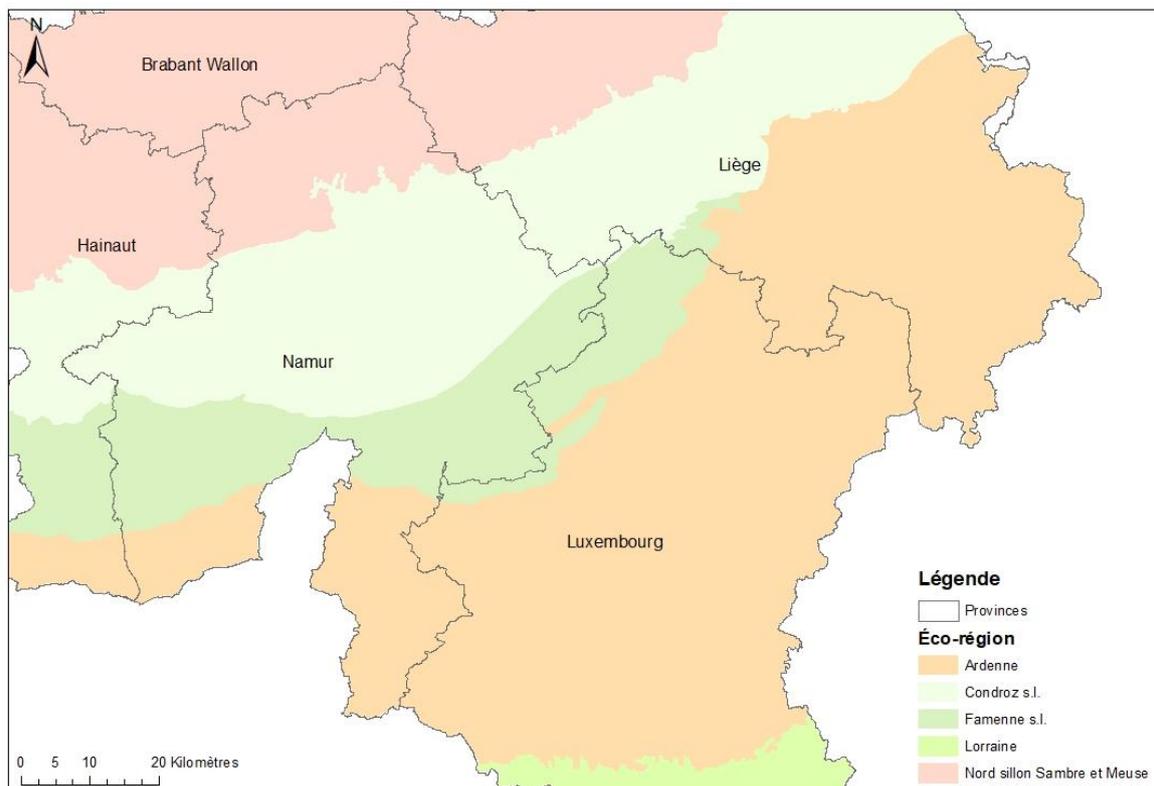


Figure 4 - Situation de la zone d'étude par rapport aux provinces de Wallonie

3.1.1 Territoires écologiques

La région naturelle de l'Ardenne est découpée en plusieurs territoires écologiques en fonction, principalement, des gradients d'altitude, de température et de pluviosité. La Haute Ardenne regroupe l'ensemble des hauts plateaux ardennais et l'Ardenne centro-orientale couvre l'Est et le centre de la région. L'Ardenne atlantique, occidentale et méridionale sont regroupées sous le terme de Basse et moyenne Ardenne et couvrent essentiellement le sud et la façade atlantique de la région.

Enfin, la Thiérache est une petite partie de l'Ardenne situé à l'extrême ouest de la région (Van Der Perre *et al.*, 2015).

De la Haute Ardenne à la Thiérache, en passant d'abord par l'Ardenne centro-orientale puis par la Basse et moyenne Ardenne, l'altitude décroît, les températures moyenne, maximale et minimale augmentent et les précipitations annuelles diminuent. C'est pourquoi la Haute Ardenne et l'Ardenne centro-orientale sont considérées comme l'Ardenne « froide » alors que la Basse et moyenne Ardenne sont associées à l'Ardenne « chaude » (Van Der Perre, 2015).

3.1.2 Altitude et climat

La région naturelle de l'Ardenne est un plateau entaillé par des vallées profondes. L'altitude y varie entre 200 et 694 mètres. Le Signal de Botrange, situé au nord-est de la région, est le point culminant des hauts plateaux ardennais (Jacob, 2010b).

Les contreforts du plateau, orientés nord-est sud-ouest, protègent l'Ardenne des vents atlantiques entraînant un climat aux caractéristiques plus continentales. Certaines régions comme les Hautes-Fagnes connaissent des précipitations annuelles exceptionnelles de 200 jours et 1366 mm en moyenne. Les hivers y sont prolongés avec en moyenne 118 jours de gel et les étés y sont frais et humides (Jacob, 2010b).

Les caractéristiques météorologiques de la commune de Saint-Hubert sont décrites ci-après. Le climat de l'Ardenne étant globalement peu varié (Delvaux & Galoux, 1962), ces caractéristiques peuvent être considérés comme reflétant correctement le climat ardennais. La température annuelle moyenne y est de 8.3°C avec des maximas et minimas annuelles moyennes de respectivement 12.3 et 4.5°C. Le nombre de jours de gel par an s'élève à 90.4 en moyenne. Les précipitations moyennes annuelles sont de 1110 millimètres et la durée d'ensoleillement est de 1499 heures par an (IRM, 2018). Comme expliquer en 3.3.1, ces valeurs se modifieront quelques peu en fonction du territoire écologique.

3.1.3 Occupation du sol

L'Ardenne est une région naturelle recouvrant approximativement un tiers du territoire wallon, soit 5716 km². Cette région est majoritairement forestière accueillant 60% de la forêt wallonne (Alderweireld *et al.*, 2015). Deux bandes forestières, une du nord-est au sud-ouest et une au sud, encadre une région plus agricole caractérisée essentiellement par des prairies entrecoupées par des plantations résineuses. Les milieux tourbeux et associés, eux, se retrouvent principalement sur les hauts plateaux (Jacob, 2010b).

Avec une superficie de 290 600 hectares, les massifs forestiers couvrent plus de 50% de la région. Les forêts feuillues représentent 36% des massifs ardennais et sont essentiellement des hêtraies et des chênaies. Les forêts résineuses couvrent donc 185 000 hectares et sont principalement composées d'Epicéa et de Douglas *Pseudotsuga menziesii* (Alderweireld *et al.*, 2015).

La superficie consacrée à l'agriculture représente approximativement un tiers de la région ardennaise (valeurs calculées à partir de la couche Ecotopes (v.2.9-2015) du portail LifeWatch). Les prairies mésophiles sont trois fois plus importantes en termes de surface que les terres cultivées. En effet, les activités agricoles concernent majoritairement l'élevage semi-intensif de bovins justifiant l'importance des pâtures et des prés de fauche. Les plantations de maïs sont, quant à elles, la culture la plus répandue (Jacob, 2010b). Les plantations de sapins de Noël, n'étant pas considérées comme

forêt (Art. 36 du CWATUPE, Art. 42 du Code forestier), sont répertoriées en zone agricole et la majorité des 4000 hectares de plantations sont situées en Ardenne (Gailly, 2013).

En ce qui concerne l'urbanisation, l'Ardenne accueille les communes les moins artificialisées de Wallonie avec des superficies urbanisées fréquemment inférieures à 5 % (Iweps, 2018). Les zones urbaines représentent donc environ 3% de la superficie totale de l'Ardenne (valeurs calculées à partir de la couche Ecotopes (v.2.9-2015) du projet LifeWatch).

3.2 Relevés ornithologiques

Les relevés ornithologiques effectués durant ce travail s'intègrent dans le programme de Surveillance des Oiseaux Communs de Wallonie (SOCWAL) et ont pour but essentiellement d'enrichir la base de données existante.

La phase terrain de ce travail a permis la réalisation de 16 chaînes de point d'écoute sur deux passages, l'un plus tôt dans la saison, l'autre plus tardif. Ainsi, 13 chaînes de points ont été effectuées entre le 7 avril et le 28 avril 2018, et 16 entre le 16 mai et le 21 juin 2018. Au total, 233 points ont été visités (une ou deux fois) sur les 1093 points répartis en Ardenne (Figure 5).

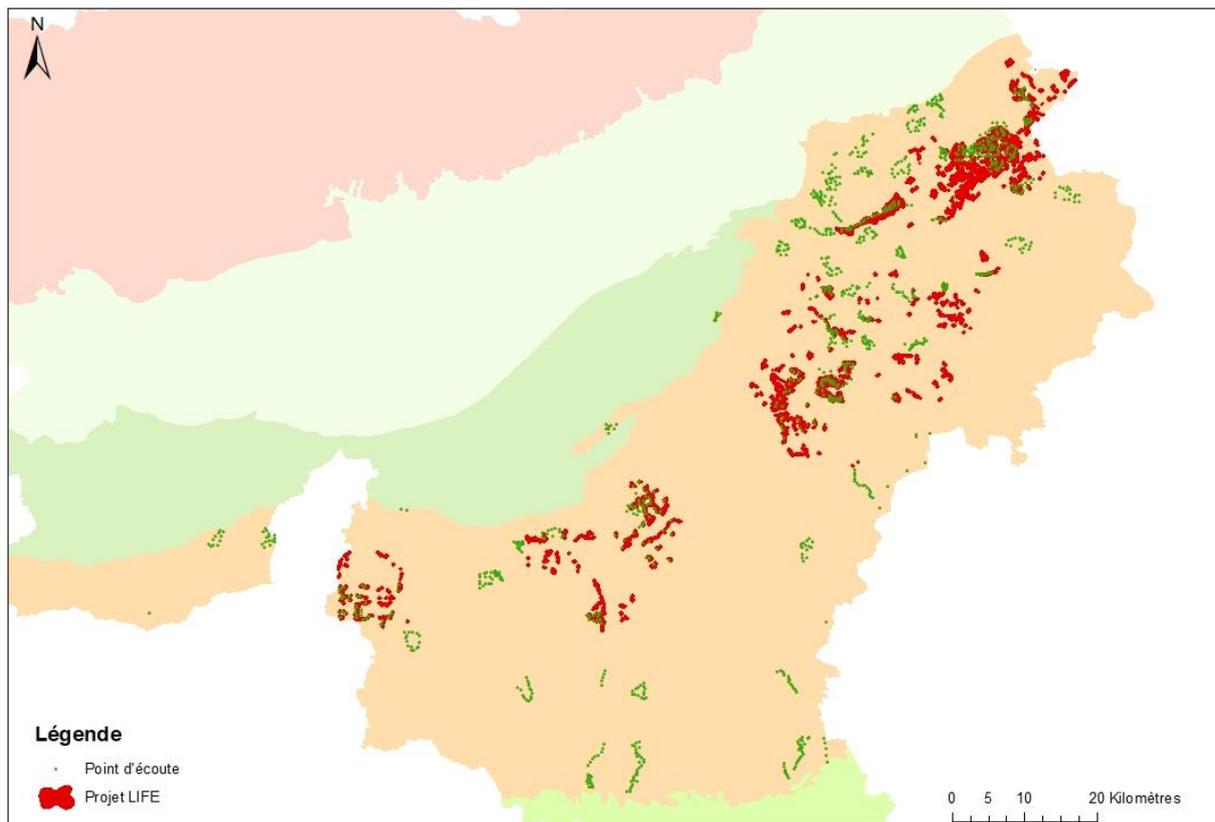


Figure 5 - Position des 1093 points d'écoute en Ardenne et des sites concernés par le méta-projet LIFE de restauration des tourbières.

3.2.1 Méthodologie sur le terrain

Depuis 1990, des ornithologues volontaires participent au programme SOCWAL selon un protocole standardisé (Ledant *et al.*, 1988) permettant une récolte de données importantes concernant l'avifaune commune de Wallonie.

La méthode consiste en des relevés ponctuels de 5 minutes durant lesquelles toutes les espèces sont identifiées et leur abondance notée. Cette méthode est aussi connue sous le nom de méthode de relevés par « points d'écoute ». Les points sont répartis le long d'un parcours formant alors une chaîne de points. Les chaînes sont généralement composées de 15 points, parfois moins. Les chaînes font l'objet d'un ou deux passages afin de pouvoir contacter un maximum d'espèces et surtout de ne pas rater systématiquement les espèces hâtives ou tardives. Le premier passage doit être effectué entre le 20 mars et le 30 avril alors que le second passage est réalisé entre le 1^{er} mai et le 20 juin. Chaque année, les observateurs réalisent leur chaîne dans des conditions (date, heure, météo) similaires aux années précédentes. Pour ce faire, l'observateur doit passer sur ces points à une date comprise dans un intervalle de plus ou moins huit jours autour de la date de référence. De même pour les heures, le point doit être effectué chaque année dans un intervalle de plus ou moins 30 minutes par rapport à une heure de référence. La chaîne est entamée peu après le lever du soleil et sa réalisation dure en moyenne 3-4 heures. Les conditions météorologiques doivent être favorables à l'observation, c'est-à-dire pas de pluie, de brouillard ou de vents trop forts.

Sur chaque point d'écoute, tous les oiseaux sont identifiés qu'ils soient vus ou entendus et ce sans limite de distance. Les oiseaux en migration active ne sont pas repris dans le relevé. Lorsqu'un individu est contacté sur deux points successifs (Coucou gris *Cuculus canorus*, Pic noir *Dryocopus martius*,...), il n'est repris que dans le relevé le plus proche. Pour chaque individu, le type de comportement est signalé. Il en existe trois : simple contact, oiseau territorial (mâle chanteur) et nidification prouvée (jeunes à l'envol, nid occupés, nourrissage,...). Une famille est alors comptabilisée comme « 1 ».

Une fois les relevés de terrain finis, les données sont encodées par l'observateur sur un portail dédié à cet effet (www.coa-aves.be). L'observateur peut alors visualiser ses encodages, les modifier si besoin et même consulter ceux des années précédentes. (Aves, 2010; Derouaux & Paquet, 2018).

3.2.2 Description de la base de données utilisée

La base de données brute regroupe toutes les observations de toutes les chaînes de points d'écoute réalisées depuis 1990 sur l'entièreté de la Wallonie. Seules les données des points d'écoute situés en Ardenne ont été gardées. De plus, lorsqu'une espèce est présente sur un même point lors des deux passages, seule l'abondance maximum est gardée. Ainsi, la base de données initiale pour l'Ardenne comprend 90 673 observations de 1990 à 2018 et ce, sur un ensemble de 1093 points d'écoute répartis en Ardenne (Figure 5). Le nombre de points visités par an s'est modifié au cours des 29 dernières années de suivi, montrant une variation de l'effort d'échantillonnage (Figure 6). À sa création en 1990, le programme a de suite connu un grand succès avec 441 points visités en Ardenne lors de la première année. Les années suivantes, le nombre de relevés tournera en moyenne autour de 300 points visités par an. Entre 2000 et 2006, la mobilisation des ornithologues pour la confection de l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie a induit une diminution du nombre de points réalisés (Derouaux & Paquet, 2018).

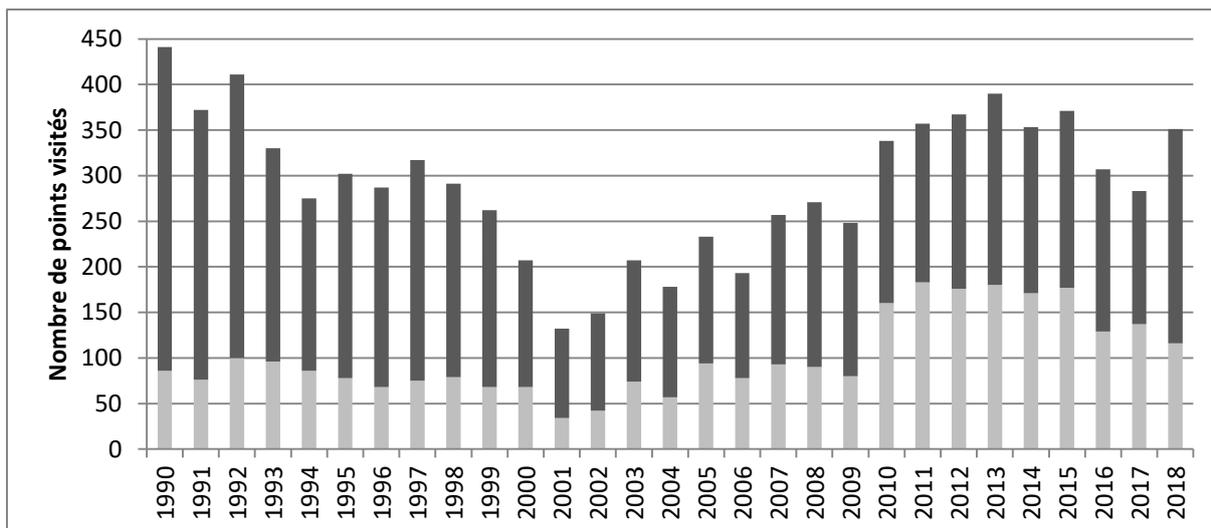


Figure 6 - Nombre de points d'écoute réalisés chaque année en Ardenne (doubles passages non compris). Les points considérés en zone LIFE (gris clair) sont distingués des points hors zone LIFE (gris foncé).

Toutes les chaînes de points d'écoute n'ont pas été créées au même moment. De plus, elles ne sont pas réalisées nécessairement chaque année. Certaines sont interrompues pour quelques années et puis reprises, d'autres sont complètement abandonnées. Ces constatations mènent au concept de « durée de vie » d'un point d'écoute, correspondant au nombre d'année où le point a été réalisé. En Ardenne, la durée de vie moyenne d'un point est de 7.76 ans (Figure 7), soit une durée de vie plus élevée d'un an que la moyenne wallonne. La médiane, en Wallonie comme en Ardenne, est de 5 ans (Derouaux & Paquet, 2018).

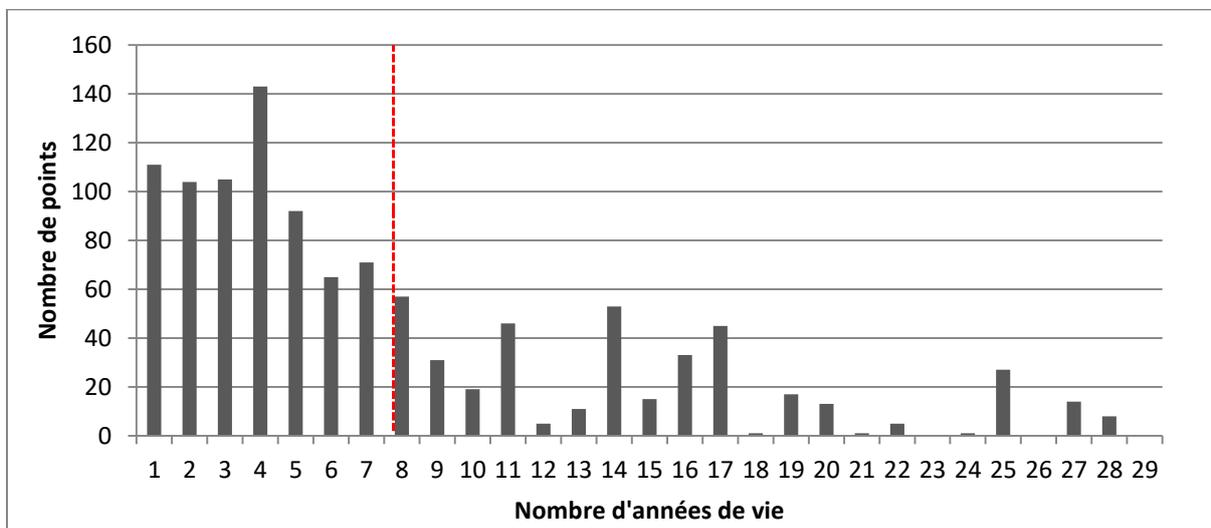


Figure 7 - Durée de vie des points d'écoute en Ardenne (la ligne en pointillé rouge représente la moyenne).

Les analyses qui vont suivre nécessitent une distinction entre les points concernés par le méta-projet LIFE Tourbières et les points qu'ils ne le sont pas. Pour ce faire, chaque point situé à moins de 200 mètres de sites restaurés a été considéré comme impacté par le projet. Dès lors, un total de 389 points répond à ce critère. En moyenne, par an, 100 points d'écoute sont effectués en « Zone LIFE ». Une diminution de l'effort d'échantillonnage est également observée pour la période 2000-2006. Certaines chaînes de points d'écoute ont été créées à l'occasion des projets LIFE expliquant pourquoi

le nombre de relevés en zone LIFE augmente progressivement à partir des années 2005 jusqu'à atteindre un maximum en 2011 (Figure 6).

L'Annexe 1 montre la structure du jeu de données en indiquant le nombre de passages effectués par point et par année. Les points en zone LIFE sont, en effet, plus nombreux et plus répartis en Ardenne à partir de 2005. Cependant, certaines chaînes situées dans les sites concernés par les LIFE sont réalisées depuis le début du programme de suivi. C'est notamment le cas pour des chaînes situées dans les Hautes-Fagnes, sur le plateau de Spa-Malchamps et sur le plateau des Tailles. L'interprétation des analyses doit se faire en gardant en tête la structure générale de ce jeu de données.

3.2.3 Espèces sélectionnées pour les analyses

Au cours des 29 dernières années, 145 espèces différentes ont été identifiées. Les analyses portant sur les oiseaux nicheurs communs, les espèces rares et non nicheuse en Ardenne ont été exclues du jeu de données. De même, les espèces au comportement crépusculaire ou nocturne comme la Bécasse des bois *Scolopax rusticola*, l'Engoulevent d'Europe et les rapaces nocturnes n'ont pas été reprises. Les espèces non-indigènes ne sont, elles non plus, pas prises en compte. Le jeu de données finales compte donc 90 433 observations relatives à un total de 111 espèces pour la période 1990-2018. Un tableau reprenant ces espèces est disponible en Annexe 2.

3.3 Variables environnementales

Dans le but d'analyser l'évolution des communautés d'oiseaux communs en Ardenne, il est primordial de connaître les variations d'habitat qui ont lieu en parallèle. La collecte de variables environnementales permet de caractériser chaque point d'écoute par le milieu naturel qui l'entoure.

Les analyses portant sur une période de 29 ans, il est nécessaire de pouvoir caractériser l'environnement de chaque point pour plusieurs années. En effet, l'occupation du sol autour de chacun des points peut varier au cours du temps et donc induire des modifications de la communauté d'oiseaux qui lui est associée.

C'est donc la disponibilité des données environnementales qui a principalement conditionné la méthode de collecte des variables environnementales. Les données doivent concerner l'habitat, ou du moins l'occupation du sol, qui caractérise les alentours du point.

3.3.1 Méthode choisie

La méthode choisie consiste à extraire les variables environnementales de données cartographiques. Ces couches cartographiques doivent décrire l'habitat, le milieu naturel, l'occupation du sol autour de chacun des points. Deux couches cartographiques sont utilisées à cet effet :

- La couche *Landuse* de la base de données Top10v-GIS de l'IGN
- La couche *Ecotopes* (v.2.9-2015) du projet LifeWatch

La première couche a pour but de cartographier les différents types d'habitats en Wallonie. Chaque polygone est associé à une brève description de l'habitat, à la typologie WaIES correspondant à cet habitat et à la surface que couvre ce polygone. Les variables environnementales fournies par cette couche sont associées à l'année 2000, année de la dernière mise à jour.

La seconde couche a été élaborée lors du projet LifeWatch et a pour but de cartographier des entités homogènes du paysage, appelées écotopes. Chaque écotopes est associés à des pourcentages d'occupation du sol et à une série de variables contextuelles, climatiques, topographiques et pédologiques (LifeWatch). Ce sont les variables concernant l'occupation qui sont intéressantes pour ce travail. Parmi celles-ci, une variable défini la catégorie de l'occupation du sol pour chaque polygone. La surface de chaque polygone est également fournie. Les variables environnementales fournies par cette couche sont associées à l'année 2015.

La couche *Landuse* fournit 14 variables relatives à autant d'habitats différents. La couche *Ecotopes* en fournit 16, relatives à 16 occupations du sol différentes. Le Tableau 1 rassemble ces variables environnementales et les décrit brièvement.

Ces deux couches permettent de calculer les surfaces des différentes variables présentes dans un rayon de 200 mètres autour des points d'écoute. De cette manière, chaque point est caractérisé par les surfaces des milieux qui l'entourent, pour l'année 2000 et pour l'année 2015.

Tableau 1 - Dénomination, provenance et brève description des variables environnementales fournies par les couches Landuse (Top10v - GIS) et Ecotopes (LifeWatch)

VARIABLES	COUCHE	BRÈVE DESCRIPTION
Cultu_agr	<i>Landuse</i>	Cultures agricoles, terres arables
Cultu_arb	<i>Landuse</i>	Cultures arboricoles
Eaux_cour	<i>Landuse</i>	Eaux courantes
Eaux_stag	<i>Landuse</i>	Eaux stagnantes
Foret_feu	<i>Landuse</i>	Forêts feuillues
Foret_mix	<i>Landuse</i>	Forêts mixtes
Foret_res	<i>Landuse</i>	Forêts résineuses
Frich_rud	<i>Landuse</i>	Friches rudérales
Jard_Parc	<i>Landuse</i>	Jardins et parcs
Land_Four	<i>Landuse</i>	Landes sèches et humides
Prai_meso	<i>Landuse</i>	Prairies mésophiles
Roch_sabl	<i>Landuse</i>	Roches et sols sableux nus
Tourb_Mar	<i>Landuse</i>	Tourbières et marais
Zone_urba	<i>Landuse</i>	Zones urbanisées
Perio_her	<i>Ecotopes</i>	Périodiquement herbacé
Mix_cropM	<i>Ecotopes</i>	Couverture mixte (avec la majorité des cultures)
Mix_cropm	<i>Ecotopes</i>	Couverture mixte (avec une minorité de cultures)
Broad_for	<i>Ecotopes</i>	Forêt de feuillue caduque
Needl_sem	<i>Ecotopes</i>	Forêt résineuse sempervirente
Needl_dec	<i>Ecotopes</i>	Forêt résineuse caduque
Mix_fores	<i>Ecotopes</i>	Forêt mixte
Herb_tree_T	<i>Ecotopes</i>	Couverture mixte herbacée et arborée (avec une majorité d'arbres)
Herb_tree_H	<i>Ecotopes</i>	Couverture mixte herbacée et arborée (avec une majorité d'herbacées)
Clear_Cut_SPN	<i>Ecotopes</i>	Zones récemment défrichées avec régénération, y compris les clairières et les plantations de sapins de Noël
Perma_grass	<i>Ecotopes</i>	Prairies productives mono spécifiques permanentes
Divers_grass	<i>Ecotopes</i>	Végétation herbacée arbustive diversifiée

Herb_flood	<i>Ecotopes</i>	Végétation herbacée arbustive inondées
Dense_artif	<i>Ecotopes</i>	Fortement artificialisé (>50% de surface artificielle)
Sparse_artif	<i>Ecotopes</i>	Faiblement artificialisé (>25% de surface artificielle)
Water	<i>Ecotopes</i>	Eaux courantes et stagnantes

3.3.2 Autres variables

Trois autres variables ont également été calculées selon cette même méthodologie. Il s'agit des surfaces de travaux de restauration et les surfaces de mises à blanc résineuses et feuillues.

Les surfaces de travaux de restauration sont calculées à partir d'une couche cartographique rassemblant la totalité des sites restaurés au cours des six projets LIFE.

Les surfaces de mise à blanc en feuillus et en résineux proviennent de couches réalisées lors du projet LifeWatch et correspondent aux mises à blanc qui ont été effectuées dans le cadre de projets LIFE de restauration.

3.4 Analyse des données

Tout d'abord, une série de paramètres caractérisant les assemblages d'oiseaux est calculée afin d'observer leur évolution au cours du temps. Ces premières analyses sont effectuées à l'échelle des projets LIFE mais également à l'échelle de l'Ardenne afin de pouvoir comparer les tendances. Ensuite, plusieurs analyses multivariées sont réalisées pour expliquer comment les communautés évoluent au sein même des projets LIFE. Par après, les espèces indicatrices sont déterminées pour évaluer les changements concernant les espèces typiquement associées aux habitats ciblés par les projets LIFE. Finalement, les tendances des populations sont déterminées par espèces pour les deux échelles spatiales (Ardenne et sites LIFE) afin de pouvoir les comparer et déterminer l'effet que le méta-projet a eu sur chacune des espèces.

3.4.1 Paramètres caractérisant les communautés d'oiseaux

La caractérisation des communautés est essentiellement concernée par des statistiques descriptives (moyenne, écart-type, minimum, maximum). Les différents paramètres sont calculés pour chaque année afin d'observer leur évolution au cours du temps.

Les premiers paramètres calculés sont la richesse spécifique et l'abondance des espèces accompagnée de deux indices de diversité. Les indices de valeur conservatoire, d'homogénéisation et de température sont calculés dans le but d'adopter une approche centrée sur l'écologie de la conservation.

Excepté la richesse totale observée et estimée qui sont calculées directement pour chaque année, les autres paramètres sont calculés par sites. La moyenne, l'écart-type, le minimum et maximum annuels sont alors calculés. Les moyennes sont mises en graphique pour visualiser leur évolution au cours du temps.

3.4.1.1 Richesse spécifique

La richesse spécifique est le nombre d'espèces présentes dans une communauté, un écosystème, une région. La richesse ponctuelle est définie comme le nombre d'espèces identifiées lors des deux passages sur le point d'écoute. La richesse totale observée représente le nombre total d'espèces identifiées au cours de tous les relevés d'une année. D'une année à l'autre, le nombre de

points d'écoute réalisés est différent et donc l'échantillon est différent. La taille de l'échantillon fait forcément varier le nombre d'espèces détectées. De fait, plus de points d'écoute sont réalisés, plus la probabilité de contacter une espèce peu commune est élevée. De plus, les inventaires sont très rarement exhaustifs signifiant que certaines espèces ont été ratées. Par le biais d'approche non paramétrique, il est possible d'estimer le nombre d'espèces ratées lors de l'échantillonnage. La richesse totale réelle est alors calculée à l'aide de l'estimateur Jackknife de premier ordre sur base du nombre d'espèces présentes dans un seul relevé (Heltsh & Forrester, 1983). Les estimateurs Jackknife sont considérés comme les meilleurs concernant l'estimation de la richesse spécifique réelle (Marcon, 2015).

3.4.1.2 Abondance et indices de diversité

La première information relative à l'abondance qui peut être fournie est, logiquement, le nombre d'individus par point d'écoute. Il résulte d'une simple somme de l'abondance de chaque espèce pour un point de relevé. La répartition des abondances entre les différentes espèces n'est alors pas prise en compte. Les indices d'hétérogénéité prennent en compte le nombre d'espèces et l'abondance de chacune d'entre elle. Ces indices permettent de mesurer la diversité alpha, c'est-à-dire la diversité biologique au sein même d'un site.

L'indice de Shannon-Wiener permet de synthétiser le nombre d'espèces et l'équilibre de la répartition dans un seul chiffre (Dufrêne, 1992). Cet indice est calculé pour chacun des points d'écoute, pour chaque année selon la formule suivante :

$$H' = - \sum (P_i * \log(P_i))$$

où $P_i = n_i/n$ est la proportion relative de l'espèce i dans la communauté.

L'indice de Berger-Parker est la proportion de la communauté représentée par l'espèce la plus abondante. Il ne prend plus en compte toutes les espèces (Marcon, 2015). Il correspond au rapport entre l'abondance de l'espèce la plus abondante et le nombre total d'individus inventoriés sur le point d'écoute. Cet indice est considéré par May (1975) comme l'un des meilleurs indices de diversité (Dufrêne, 1992).

L'évolution de ces indices, associée à l'évolution de la richesse spécifique et du nombre d'individu, permet d'interpréter l'évolution de la composition et répartition des assemblages d'oiseaux.

3.4.1.3 Indice de valeur conservatoire

Pour déterminer les effets que les projets LIFE ont sur les espèces menacées, un indice de valeur conservatoire est calculé pour chaque point d'écoute selon la méthode établie par Pons *et al.* en 2003. Cet indice prend en compte la richesse spécifique, l'abondance de chaque espèce mais également la valeur conservatoire de chacune d'elle. Cette valeur conservatoire est fonction du statut de conservation de chaque espèce donné par la « Liste rouge 2010 des oiseaux nicheurs de Wallonie » (Paquet & Jacob, 2010). Chaque statut correspond à une valeur conservatoire, fournie selon une suite géométrique (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Le statut et la valeur conservatoire de chaque espèce est consultable en Annexe 2.

Tableau 2 - Conversion des statuts de conservation en valeur conservatoire (VC)

Statut de conservation	Valeur conservatoire (VC)
Non menacé (LC)	1
À la limite d'être menacé (NT)	2
Vulnérable (VU)	4
En Danger (EN)	8
En Danger Critique (CR)	16

L'équation permettant le calcul de cet indice de valeur conservatoire est la suivante :

$$IVC = \sum_{i=1}^k [\log(A_i + 1) * VC_i]$$

où k est le nombre total d'espèces du relevé, A_i est l'abondance de l'espèce i et VC_i est la valeur conservatoire de l'espèce i (Pons *et al.*, 2003).

3.4.1.4 Indice d'homogénéisation

Le phénomène d'homogénéisation biotique est un processus qui conduit les communautés d'oiseaux à devenir de plus en plus similaire. Ce processus induit une diminution de la diversité Beta, c'est-à-dire de la diversité biologique entre différents sites, entre différents habitats (Davey *et al.*, 2013). La variabilité entre communauté diminue alors que le nombre d'espèces et/ou le nombre individu au sein même d'une communauté ne diminuent pas (Van Turnhout *et al.*, 2007). L'abondance des espèces généralistes augmentent alors que les espèces spécialistes diminuent. Beaucoup d'auteurs s'accordent pour dire que l'urbanisation et la fragmentation des habitats sont les principales causes de ce phénomène d'homogénéisation (Clergeau *et al.*, 2005; McKinney, 2006) mais les changements climatiques sont également responsables de ce phénomène en favorisant les espèces généralistes au détriment des espèces spécialistes (Davey *et al.*, 2012).

Un indice de spécialisation des communautés (CSI pour « Community Specialization Index) est calculé pour chaque point d'écoute afin de déterminer l'effet que les projets LIFE ont sur l'homogénéisation des communautés d'oiseaux. Le CSI est calculé selon la formule suivante :

$$CSI = \frac{\sum a_i * SSI_i}{\sum a_i}$$

où a_i est l'abondance de l'espèce i et SSI_i est l'indice de spécialisation de l'espèce i (Le Viol *et al.*, 2012). Le SSI (pour « Species Specialization Index ») de 234 espèces européennes a été calculé par Le Viol *et al.* (2012). L'Annexe 2 reprend le SSI pour chacune des espèces traitées dans ce travail.

Le CSI représente la spécialisation moyenne des individus sur un site. Plus cet indice est élevé plus les espèces sont spécialistes et plus il est faible, plus les espèces sont généralistes. Une homogénéisation des communautés élevée est donc traduite par un CSI faible.

3.4.1.5 Indice de température

Dans le but de déterminer les effets des changements climatiques sur les communautés d'oiseaux, Devictor *et al.* (2008) a établi un indice de température des communautés (CTI pour « Community Temperature Index ». Cet indice représente la moyenne des STI de chaque espèces

présentent sur un point d'écoute et pondéré par l'abondance de celles-ci. Le CTI pour chaque relevé se calcule à l'aide de la formule suivante :

$$CTI = \frac{\sum a_i * STI_i}{\sum a_i}$$

où a_i est l'abondance de l'espèce i et STI_i est l'indice de température de l'espèce i (Devictor, 2008). Le STI (pour « Species Temperature Index ») d'une espèce représente la température moyenne de son aire de reproduction issue de l'Atlas européen des oiseaux nicheurs de 1997 (Hagemeijer & Blair, 1997). Le STI reflète donc le caractère méridional ou septentrional de l'espèce. À titre d'exemple, le Sizerin flammé *Carduelis flammea* possède un STI de 8.24°C alors que celui du Tarier pâle *Saxicola torquatus* est de 14.14°C. Le STI de chaque espèce traitée dans ce travail est repris en Annexe 2.

Une communauté ayant un CTI élevé est donc caractérisée par un ensemble d'espèces à caractère plutôt méridional, et vice-versa.

De plus, les courbes de tendances sont déterminées pour chacune des deux échelles étudiées et leur significativité est testée.

3.4.2 Évolution des communautés au sein des projets LIFE

Afin de caractériser les points d'écoute en fonction des assemblages d'oiseaux qui s'y trouvent, des analyses multivariées sont réalisées.

Les analyses multivariées regroupent deux grandes méthodes d'analyses : Les méthodes de groupements et les méthodes d'ordinations. Les méthodes de groupements visent à rassembler les objets les plus similaires dans un même groupe alors que les méthodes d'ordinations ordonnent les objets le long d'un gradient en opposant les objets les plus différents. Malgré leur différences, ces deux méthodes sont complémentaires pour analyser des jeux de données multivariés (Dufrêne, 1992).

Les analyses suivantes sont menées sur des jeux de données relatifs à des chaînes de points d'écoute réalisées au sein des sites concernés par les projets LIFE. Pour chaque projet, les chaînes de points ont été sélectionnées de sorte qu'elles aient été visitées en début et en fin de projet. La sélection de ces chaînes est donc fortement contrainte par la structure générale du jeu de données brut initial (Annexe 1). Ainsi, pour chaque projet, le jeu de données comprend les données biologiques pour les mêmes sites et pour deux années différentes.

3.4.2.1 Matrice de distance

Le calcul d'une matrice de distance permet d'exprimer les similarités entre les points d'écoute en fonction des espèces qui y sont observées et de leur abondance. Cette matrice est calculée sur base d'indices qui mesurent la distance entre les objets d'un tableau. Il existe de nombreux indices qui dépendent essentiellement du type de données à traiter. Dans le cas présent, c'est l'indice de Bray-Curtis ($D14$) qui est utilisé. Cet indice s'utilise préférentiellement avec un jeu de données qui contient des données d'abondance. De plus, il permet d'exclure les doubles absences, c'est-à-dire qu'il ne considère pas deux sites similaires si une même espèce n'y a pas été contactée. Cet indice est la transformation en terme de distance de l'indice de similarité de Steinhaus ($S17$) :

$$D14 = 1 - S17$$

qui compare deux sites en termes d'abondance minimum de chaque espèce. Il est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$S17 = \frac{2W}{A + B}$$

où W est la somme des abondances minimales des différentes espèces. Cette abondance minimale correspond à l'abondance du site où l'espèce est la plus rare. A et B est le nombre total d'individus contactés sur chacun des site (Legendre & Legendre, 2012b).

3.4.2.2 Groupement hiérarchique agglomératif

Sur base de la matrice de distance réalisée, il est possible de créer des groupes rassemblant les sites qui ont des compositions similaires en termes d'espèces et d'abondances. Un groupement hiérarchique agglomératif a donc été effectué. La méthode hiérarchique signifie que les sites d'un groupe d'un rang inférieur sont également membres du groupe plus grand du rang supérieur. En d'autres termes, un site suit une unique filière au cours de sa classification. La méthode agglomérative forme les groupes en rassemblant successivement chaque site dans des groupes devenant de plus en plus grands. Chaque site ne peut appartenir qu'à un seul et unique groupe (Legendre & Legendre., 2012a).

Parmi les méthodes de groupement hiérarchique agglomératif, c'est la méthode de Ward qui a été sélectionnée. Elle minimise la variance au sein des groupes en minimisant la variance des distances entre les points originaux et les centroïdes des groupes formés (Legendre & Legendre, 2012a).

La méthode de groupement de Ward fourni un dendrogramme qui permet de visualiser la classification des sites.

3.4.2.3 Ordination : Analyse en coordonnées principales

L'analyse en coordonnées principales (PCoA pour « Principal Coordinate Analysis ») a pour but de représenter un jeu de données multidimensionnel dans un espace de dimension réduit. Ainsi, il est possible de visualiser les sites qui sont similaires en termes de composition spécifique et les sites qui le sont moins. Les groupes formés par la méthode de groupement de Ward peuvent également se visualiser dans cet espace de dimension réduit. Dans le cas présent, au vu des jeux de données utilisés, il est également possible de visualiser le déplacement d'un site dans le nuage de point au cours du temps.

Contrairement aux autres méthodes d'ordination qui travaillent directement sur le jeu de données, l'analyse en composante principal utilise une matrice de distance. Concrètement, l'analyse recherche les axes qui expliquent le plus la variance du nuage de points. La matrice distance de Bray-Curtis contient des coefficients de distance qui ne sont ni des mesures métriques, ni des mesures euclidiennes. Des axes possédant des valeurs propres négatives peuvent alors apparaître (Legendre & Legendre, 2012c). En pratique, la PCoA est réalisée en corrigeant ces axes imaginaires avec la correction de Cailliez (Borcard *et al.*, 2011).

3.4.3 Caractérisation de l'environnement des sites

Afin de caractériser chaque site en fonctions de ce qui l'entourent, des analyses multivariées sont également menées sur les variables environnementales. L'habitat de chaque point d'écoute est caractérisé pour deux années, 2000 et 2015.

Les analyses qui suivent sont donc réalisées sur deux jeux de données. Le premier comprend les variables environnementales relatives à l'année 2000 et le second, les données environnementales de l'année 2015.

3.4.3.1 Matrice de distance

Le calcul d'une matrice de distance permet d'exprimer les similarités entre les points d'écoute en fonction des variables environnementales qui les caractérisent. Cette matrice est calculée sur base d'indices qui mesurent la distance entre les objets d'un tableau. Il existe de nombreux indices qui dépendent essentiellement du type de données à traiter. Les variables utilisées ici sont des descripteurs physiques, des données quantitatives. Dans ce cas, la matrice de distance utilisée est une matrice de distance euclidienne. La distance euclidienne ($D1$) entre chaque site est calculée selon la formule :

$$D1 = \sqrt{\sum_{i=1}^k (y_{1i} - y_{2i})^2}$$

où k est le nombre de variables, y_{1i} est la valeur de la variable i pour le site 1 et y_{2i} est la valeur de la variable i pour le site 2 (Legendre & Legendre, 2012b).

3.4.3.2 Groupement : Dendrogramme de Ward

À partir de la matrice de distance, des groupes sont formés. Ces derniers rassemblent les sites ayant les caractéristiques environnementales les plus similaires. C'est, à nouveau, la méthode de groupement hiérarchique agglomératif et la méthode de Ward qui sont utilisées pour former les groupes. Ces derniers sont visibles sur le dendrogramme fourni par l'analyse.

3.4.3.3 Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composante principale est une méthode d'ordination qui permet d'ordonner la matrice de données afin d'identifier les structures principales. L'ACP s'effectue directement sur le jeu de données initial. Le principe de l'ACP est de déterminer les axes qui maximisent la variance du nuage de points multidimensionnel formé par le jeu de données. Les sites sont ensuite projetés sur ces axes appelés composantes principales qui correspondent à des combinaisons linéaires des variables initiales. Les variables les plus corrélées aux axes sont celles qui y contribuent le plus et qui déterminent donc le rôle des composantes principales.

L'ACP permet d'identifier l'habitat des groupes formés (3.4.3.2) grâce aux variables environnementales projetées sur le premier plan factoriel de l'ACP.

3.4.3.4 Matrice de transition

Sur base des groupes formés (3.4.3.2) caractérisant l'environnement de chacun des points d'écoute en 2000 et en 2015, une matrice de transition est réalisée afin d'identifier les points d'écoute pour lesquels l'occupation du sol a changé au cours de cette période.

3.4.4 Espèces indicatrices

Une fois les habitats déterminés par la méthode de groupement et par l'ACP, les espèces indicatrices des milieux identifiés peuvent être déterminées par la méthode IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997). Une espèce indicatrice d'un habitat est une espèce considérée comme associée à cet habitat.

Une bonne espèce indicatrice d'un habitat est :

- Uniquement présente dans cet habitat (condition de spécificité).
- Présente dans tous les relevés réalisés au sein de cet habitat (condition de fidélité).

Ces deux conditions sont prises en compte pour calculer la valeur indicatrice (IndVal) de chaque espèce. La valeur indicatrice est donnée sous forme de pourcentage et est plus élevée si la spécificité et la fidélité le sont aussi.

La méthode IndVal fournit également une p-valeur indiquant la significativité de la valeur indicatrice. Lorsque cette dernière est significative (p-valeur <0.05), l'espèce peut être considérée comme réellement indicatrice de l'habitat.

Les espèces indicatrices des milieux concernés par les projets LIFE sont identifiées pour les années 2000 et 2015. Afin d'éviter les biais liés aux conditions annuelles des relevés, les jeux de données biologiques utilisés pour l'année 2000 reprennent les données pour 1999, 2000 et 2001. Pour 2015, les données des années 2015, 2016 et 2017 sont prises en compte.

3.4.5 Tendances des populations par espèces

Au-delà de toutes ces analyses concernant les communautés, il est intéressant d'identifier les tendances des populations d'oiseaux espèce par espèce. De fait, chaque espèce ne réagit pas de la même manière à une perturbation. Cette dernière peut être bénéfique pour une espèce et néfaste pour l'autre. Ainsi, les tendances des espèces sont évaluées à l'échelle de l'Ardenne mais également à l'échelle des sites restaurés par les projets LIFE.

3.4.5.1 Méthode

Le package « rtrim » (Bogaart *et al.*, 2018) dans le logiciel R (version 3.4.3) permet de calculer une tendance de l'évolution des effectifs pour chaque espèce. Ce package correspond au programme TRIM qui, sur base de relevés biologique, analyse l'évolution des effectifs au cours du temps et estime des indices et des tendances annuels (Pannekoek & van Strien, 2005). Afin de calculer les tendances pour chaque espèce, le jeu de données est mis en forme pour créer des tableaux compatibles avec « rtrim ».

Pour chaque espèce, « rtrim » calcule une tendance « multiplicative » représentant le taux de croissance annuelle des effectifs. La tendance générale est catégorisée selon cette tendance multiplicative et de son intervalle de confiance à 95% (Derouaux & Paquet, 2018). La tendance peut alors être qualifiée de : Forte augmentation, Augmentation, Stable, Incertain, Déclin et Fort déclin (Figure 8).

« rtrim » calcule également un indice d'abondance. Cet indice est égal à 1 pour la première année de suivi, il représente alors l'effectif de la population pour la première année. Les années suivantes, sa valeur renseigne l'état de l'effectif relativement à cette première année (Derouaux & Paquet, 2018).

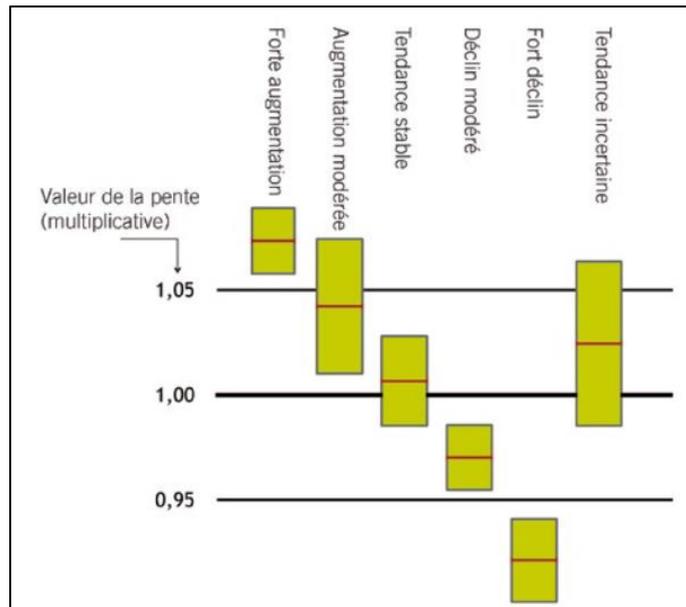


Figure 8 - Différentes catégories de tendance déterminées en fonction de la valeur multiplicative et de son intervalle de confiance à 95%. Source : Derouaux & Paquet, 2018

Pour chaque espèce, tous les individus ont été pris en compte, peu importe leur type de comportement (simple contact, oiseau territorial, nidification prouvée). Pour rappel, si deux passages sont réalisés par an, seul l'abondance maximale par espèce est gardée. Pour une espèce, le Pipit farlouse *Anthus pratensis*, les analyses n'ont été effectuées que sur les individus avec un comportement territorial (mâle chanteur ou nidification prouvée). De fait, cet oiseau est très abondant en période de migration, ils peuvent alors être nombreux sur un site sans pour autant y nicher.

Premièrement, les tendances ont été déterminées pour 52 espèces en Ardenne et sont ensuite comparées aux tendances wallonnes identifiées par Derouaux & Paquet (2018). Ensuite, certaines espèces ont fait l'objet d'une analyse plus précise à l'échelle des projets LIFE. L'évolution de leurs indices d'abondance annuels est donc déterminée dans et hors des sites LIFE.

4 Résultats

4.1 Évolution des paramètres caractérisant les communautés d'oiseaux

4.1.1 Évolution de la richesse spécifique

La Figure 9 montre l'évolution des richesses spécifiques totales observée et estimée selon la méthode de Jackknife en Ardenne et plus précisément au sein des projets LIFE. Les tableaux reprenant les valeurs annuelles pour l'Ardenne et pour les sites LIFE sont disponibles en Annexes 3 et 4. La moyenne de la richesse totale observée des sept dernières années est supérieure de 2 espèces par rapport à la moyenne des sept dernières années.

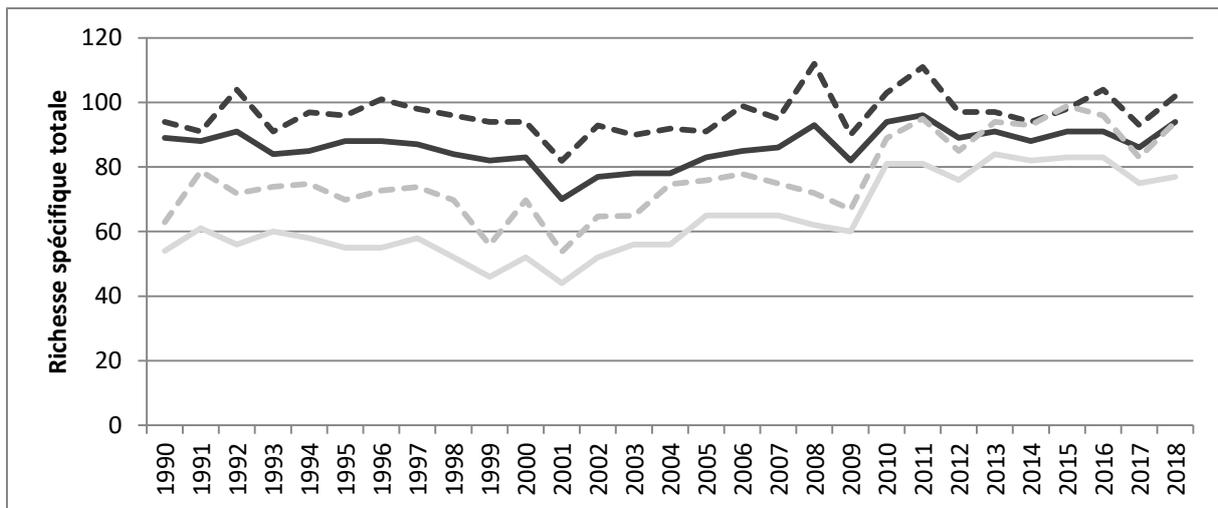


Figure 9 - Évolution de la richesse spécifique totale observée (en trait plein) et de la richesse spécifique totale estimée (en trait pointillé) en Ardenne (en noir) et au sein des projets LIFE (en gris).

L'évolution de la moyenne annuelle de la richesse spécifique ponctuelle des sites ardennais et des sites LIFE est représentée sur la Figure 10. Les valeurs des moyennes, écarts-types, minimum et maximum annuels sont reprises dans les tableaux en Annexe 3 et 4.

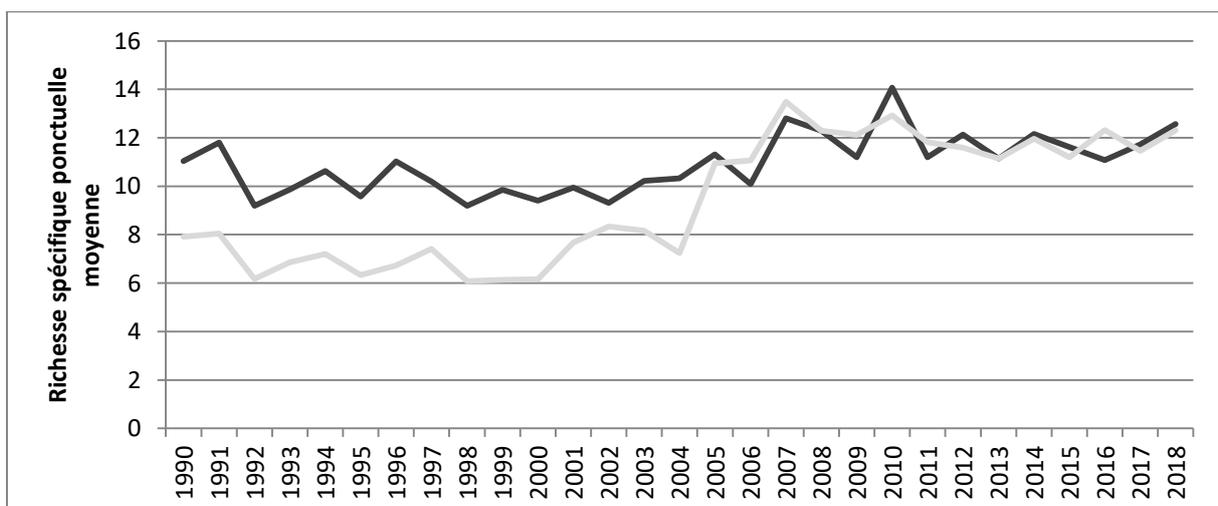


Figure 10 - Évolution de la richesse spécifique ponctuelle moyenne en Ardenne (en noir) et au sein des projets LIFE (en gris).

4.1.2 Évolution de l'abondance et des indices de diversité

La Figure 11 montre l'évolution du nombre d'individus par point d'écoute, la Figure 12 montre l'évolution de l'indice de Shannon-Wiener et la Figure 13 montre l'évolution de l'indice de Berger-Parker. Il s'agit à chaque fois de moyenne annuelle, pour les points situés en Ardenne et pour ceux au sein des projets LIFE.

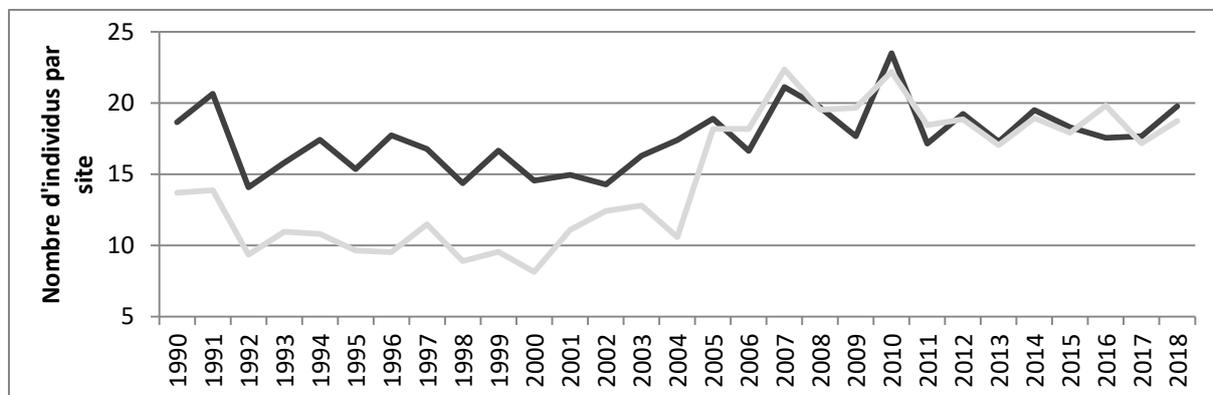


Figure 11 - Évolution du nombre moyen d'individus par site en Ardenne (en noire) et au sein des projets LIFE (en gris).

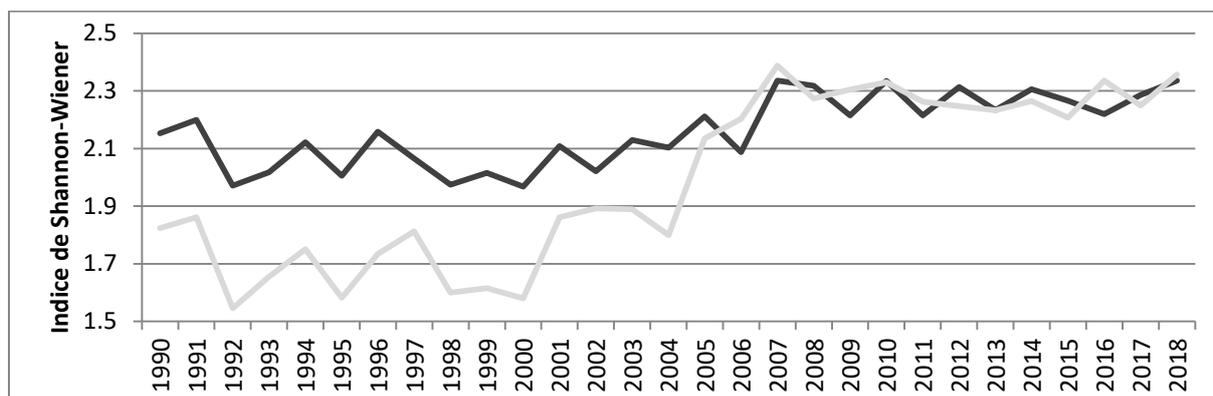


Figure 12 - Évolution de l'indice de Shannon-Wiener moyen en Ardenne (en noir) et au sein des projets LIFE (en gris)

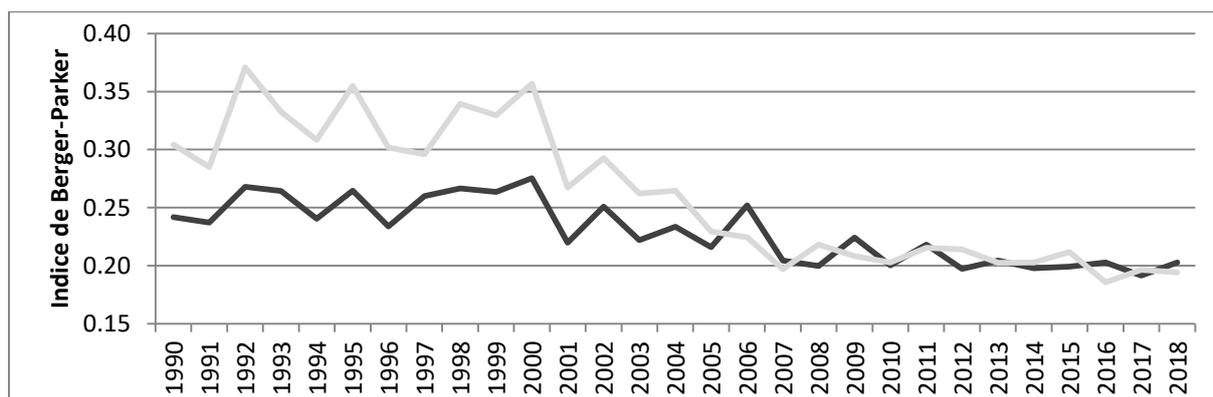


Figure 13 - Évolution de l'indice de Berger-Parker moyen en Ardenne (en noir) et au sein des projets LIFE (en gris).

Les tableaux en Annexe 5 et 6 reprennent les valeurs des moyennes, écarts-types, minima et maxima annuels pour les trois paramètres ci-dessus pour l'Ardenne et pour les sites LIFE.

4.1.3 Évolution de l'indice de valeur conservatoire

La Figure 14 permet de visualiser l'évolution de la moyenne annuelle de l'indice de valeur conservatoire en Ardenne et en sites LIFE. Au cours des 29 années de relevés, 21 espèces considérées comme menacées ont été contactées, sur un total de 111 espèces. Douze sont classées comme vulnérables et quatre comme en danger. Cinq espèces sont considérées en danger critique (la Sarcelle d'hiver, la Bécassine des marais, le Tarier des prés *Saxicola rubetra*, le Tétraz lyre et le Merle à plastron *Turdus torquatus*). Quatorze sont à la limite d'être menacées (Annexe 2).

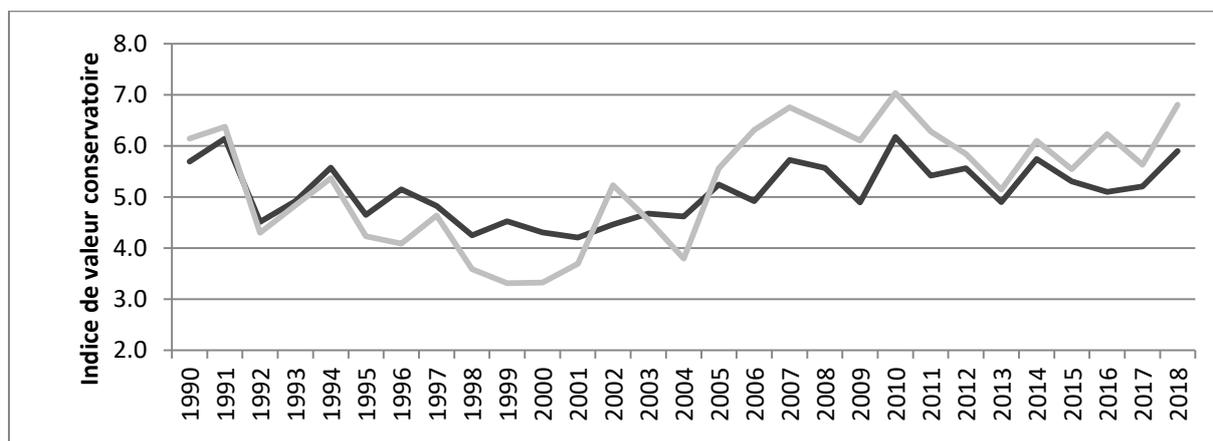


Figure 14 - Évolution de l'indice de valeur conservatoire moyen pour les sites en Ardenne (en noir) et pour les sites en LIFE (en gris).

Les tableaux en Annexe 7 et 8 reprennent les valeurs des moyennes, écarts-types, minima et maxima annuels de cet indice pour l'Ardenne et pour les sites LIFE.

4.1.4 Évolution de l'indice d'homogénéisation

L'évolution de la moyenne annuelle de l'indice d'homogénéisation (CSI) est visible sur la Figure 15. Durant les 29 années de relevés, les espèces ayant le SSI le plus faible sont l'Accenteur mouchet *Prunella modularis*, le Coucou gris et le Pigeon colombin *Columba oenas* alors que celles ayant le SSI le plus élevé sont le Tarin des aulnes *Carduelis spinus*, le Cincle plongeur *Cincls cinclus* et la Bergeronnette des ruisseaux *Motacilla cinerea* (Annexe 2). Pour rappel, un SSI élevé indique le caractère spécialiste de l'espèce.

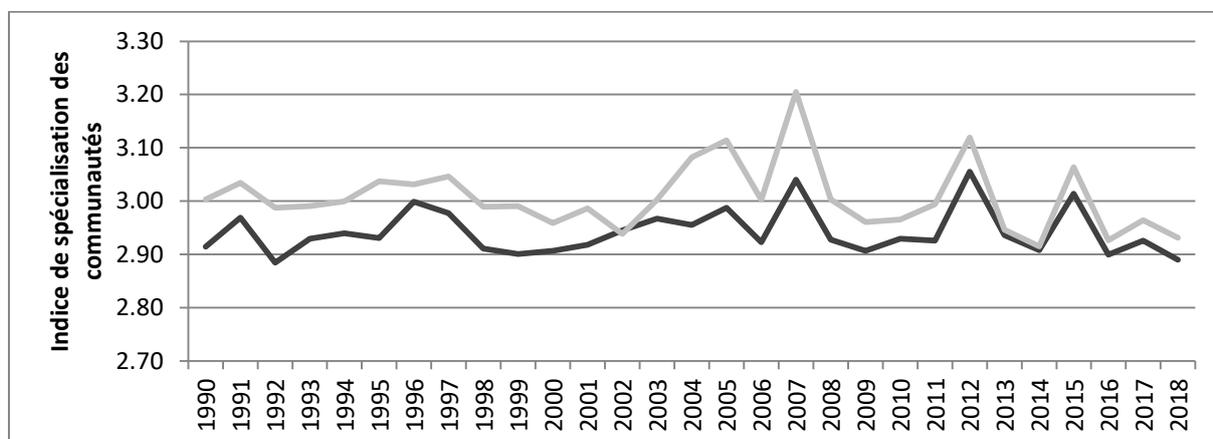


Figure 15 - Évolution de l'indice d'homogénéisation moyen pour les sites en Ardenne (en noir) et pour les sites en LIFE (en gris).

Les tableaux en Annexe 7 et 8 reprennent les valeurs des moyennes, écarts-types, minima et maxima annuels de cet indice pour l'Ardenne et pour les sites LIFE.

4.1.5 Évolution de l'indice de température

La Figure 16 permet de visualiser l'évolution de la moyenne annuelle de l'indice de température des communautés (CTI). L'Hypolaïs polyglotte *Hypolaïs polyglotta* et le Tarier pâtre font partie des espèces ayant les STI les plus élevés (respectivement 15.12 et 14.14°C). En revanche, le Tétrás lyre et le Sizerin flammé ont un STI assez faible (respectivement de 8.96 et 8.24°C) (Annexe 2).

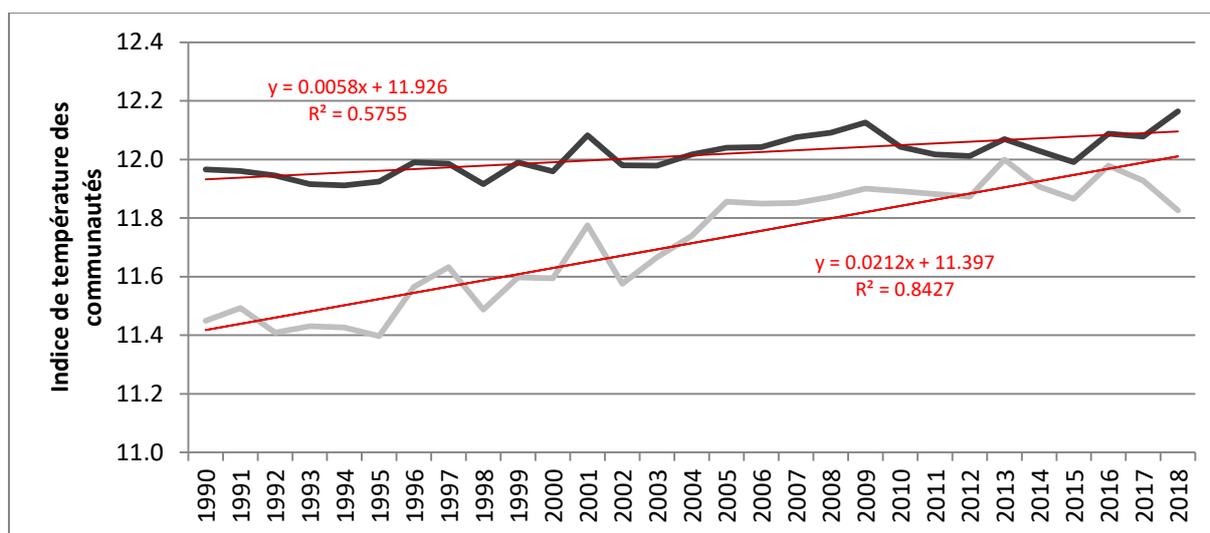


Figure 16 - Évolution de l'indice de température des communautés moyen pour les sites en Ardenne (en noir) et pour les sites en LIFE (en gris).

Les équations des courbes de tendance linéaires sont également données. Pour chacune de ces deux droites, le modèle de régression est très hautement significatif (p-valeur < 0.001). Le CTI augmente de 0.058°C par décennie en Ardenne et de 0.212°C par décennie au sein des sites concernés par les projets LIFE.

Les tableaux en Annexe 7 et 8 reprennent les valeurs des moyennes, écarts-types, minima et maxima annuels de cet indice pour l'Ardenne et pour les sites LIFE.

4.2 Évolution des communautés au sein des projets de restauration

Les résultats sont présentés pour cinq des six projets de restauration qui ont été mis en œuvre. En effet, les points d'écoute relatifs au projet « Lomme » sont trop peu nombreux pour permettre des analyses cohérentes.

Pour chacun des cinq projets, deux figures sont disponibles. Dans la première, chacun des points d'écoute est placé dans le plan factoriel en fonction de sa composition en espèce. Une couleur leur est attribuée fonction de l'année durant laquelle le point a été réalisé. Les ellipses représentent les groupes formés par le dendrogramme de Ward. Les espèces sont également positionnées dans ce même plan factoriel. Le plan factoriel est formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les variances du jeu de données expliquées par ces axes sont fournies dans l'intitulé de ceux-ci.

La deuxième figure montre le déplacement de chaque point d'écoute dans le plan factoriel entre les deux années. Globalement, la plupart des points changent de groupe d'une année à l'autre en suivant la direction de l'axe de l'ACP qui explique le plus l'ouverture du milieu.

La Figure 17 montre que les espèces possédant les coordonnées les plus négatives sur l'axe 1 de la PCoA correspondent à des espèces des milieux ouverts (landes). Ce sont notamment le Torcol fourmilier, la Pie-grièche grise, le Merle à plastron, le Tarier pâtre, le Pipit farlouse et la Locustelle tachetée *Locustella naevia*. À l'opposé, les espèces aux coordonnées positives sur l'axe 1 sont plutôt des espèces forestières comme le Grimpereau des bois et la Mésange boréale *Poecile montanus*. Les sites visités en 2005 sont plus caractérisés par des espèces forestières alors que les espèces retrouvées sur les mêmes sites en 2011 sont plutôt des espèces des landes (Figure 18).

La Figure 19 montre également une différence entre les espèces des milieux ouverts et les espèces des milieux fermés. La différence est cependant moins explicite étant donné que les coordonnées des espèces sont faibles sur les deux axes. Les sites visités en 2011 se déplacent globalement du groupe des milieux forestiers vers les milieux ouverts en 2013. Des sites de 2011 étaient cependant déjà dans le groupe des milieux ouverts (Figure 20).

L'axe 1 de la PCoA relative au plateau des Tailles explique l'ouverture du milieu. En effet, les espèces aux coordonnées positives sur cet axe sont des espèces des milieux ouverts comme la Pie-grièche grise, le Vanneau huppé *Vanellus vanellus*, le Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* et le Pipit farlouse. À l'opposé, des espèces typiques des milieux forestiers comme le Tarin des aulnes, le Pouillot siffleur *Phylloscopus sibilatrix* et le Rougegorge familier *Erithacus rubecula* présentent des coordonnées négatives sur l'axe 1 (Figure 21). La plupart des points se déplacent vers les coordonnées positives de l'axe 1 passant donc de milieux fermés à des milieux ouverts en passant par un groupe de transition (Figure 22).

La Figure 23 représente la PCoA pour le projet LIFE Hautes-Fagnes. Les espèces aux coordonnées négatives sur le premier axe correspondent à des espèces de milieux ouverts (landes) comme le Tétraz lyre, l'Alouette des champs *Alauda arvensis*, le Pipit farlouse et le Tarier des prés. Les espèces forestières comme le Roitelet huppé *Regulus regulus*, la Mésange charbonnière *Parus major* et le Pouillot siffleur ont des coordonnées positives sur ce premier axe. Les points d'écoute de 2010 se déplacent globalement vers des coordonnées négatives sur l'axe 2 en 2014 (Figure 24).

La PCoA réalisée sur les sites du projet LIFE Ardenne Liégeoise possède un premier axe expliquant l'ouverture du milieu. Les espèces aux coordonnées positives sont représentatives des milieux forestiers alors que celles aux coordonnées négatives sont inféodées aux landes. Les espèces aux coordonnées négatives sur l'axe 2 sont des espèces liées aux aménagements anthropiques comme le Moineau domestique *Passer domesticus*, le Rougequeue noir *Phoenicurus ochruros* et l'Hirondelle de fenêtre *Delichon urbicum* (Figure 25). La majorité des points d'écoute réalisés en 2012 se déplacent vers des coordonnées négatives de l'axe 1 mais certains se déplacent vers les coordonnées négatives de l'axe 2 (Figure 26).

4.2.2 Croix-Scaille

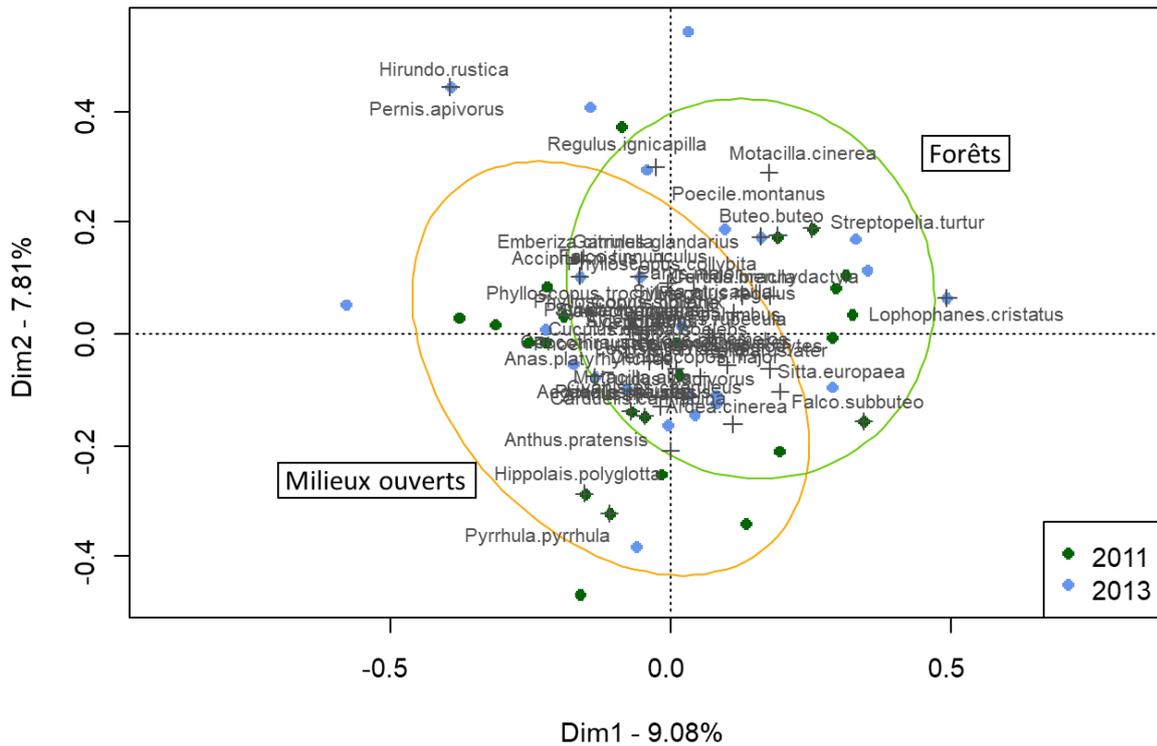


Figure 19 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Les espèces sont également positionnées dans ce même plan factoriel. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau de la Croix-Scaille.

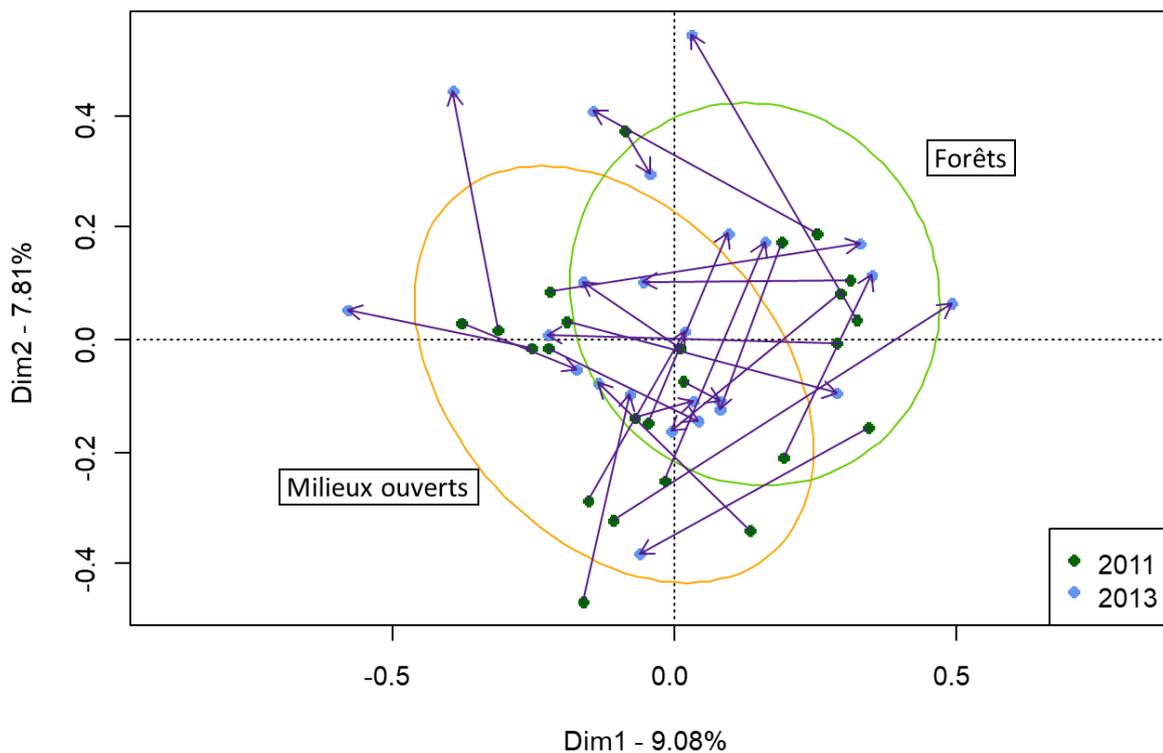


Figure 20 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau de la Croix-Scaille.

4.2.3 Plateau des Tailles

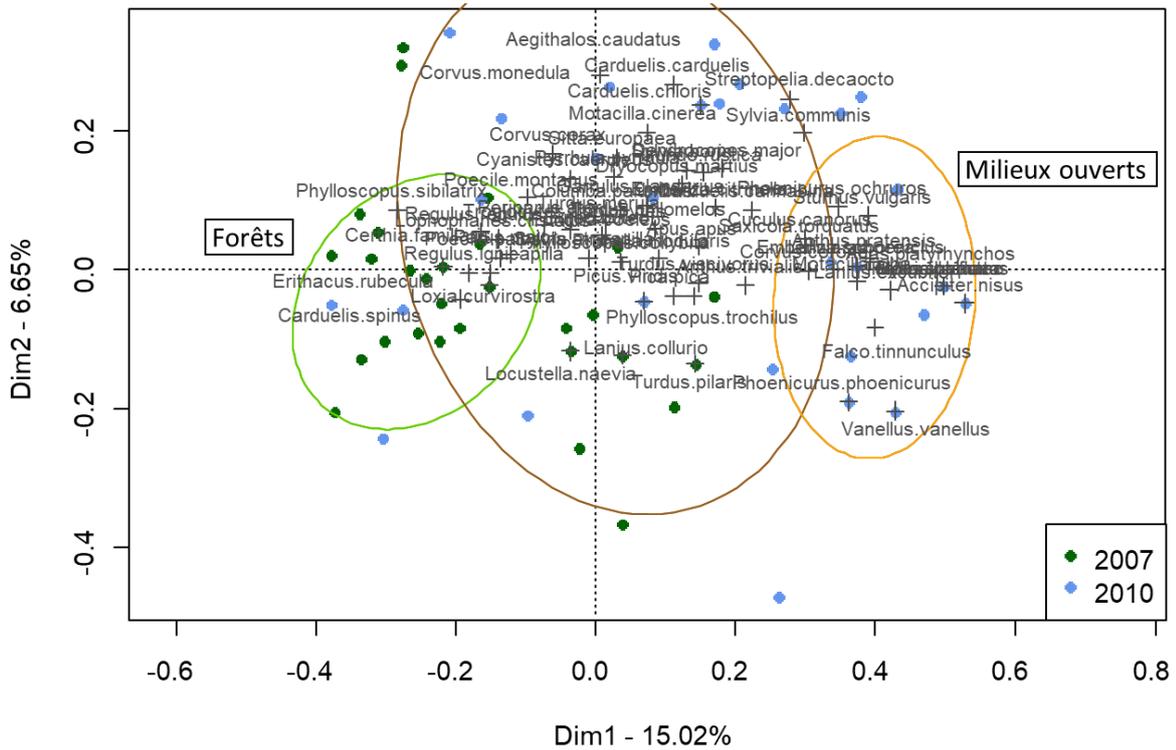


Figure 21 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Les espèces sont également positionnées dans ce même plan factoriel. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau des Tailles.

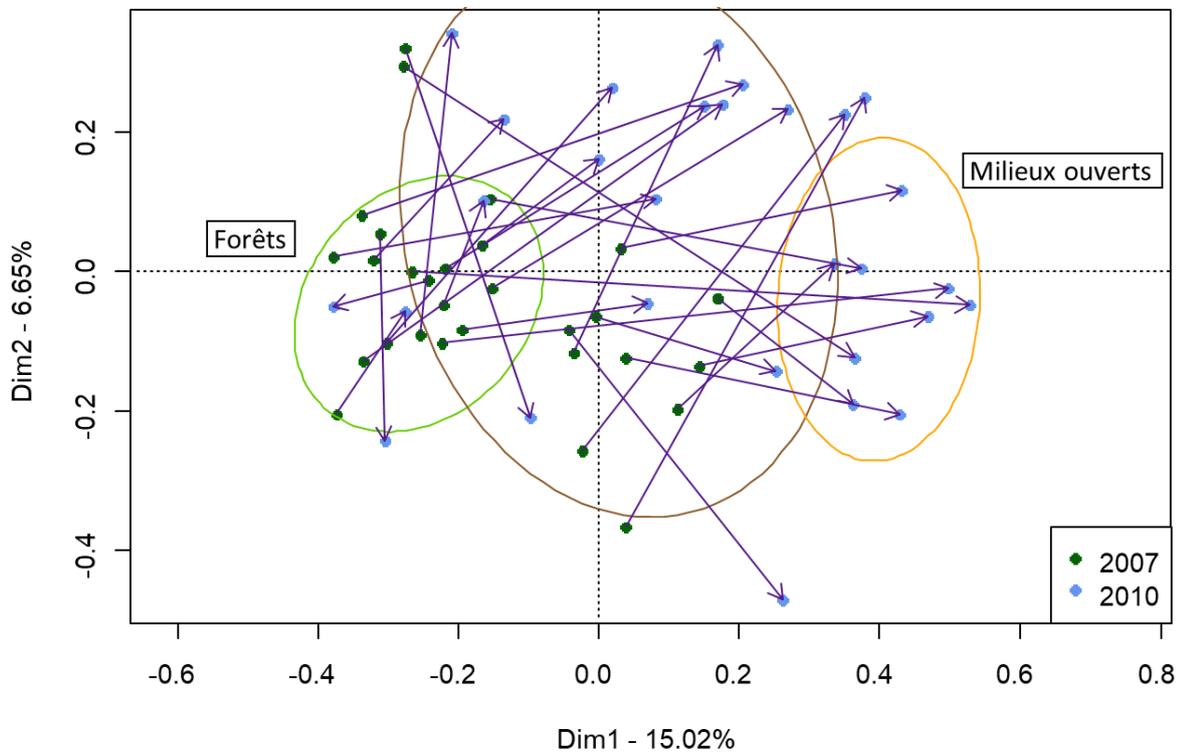


Figure 22 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau des Tailles.

4.2.4 Hautes-Fagnes

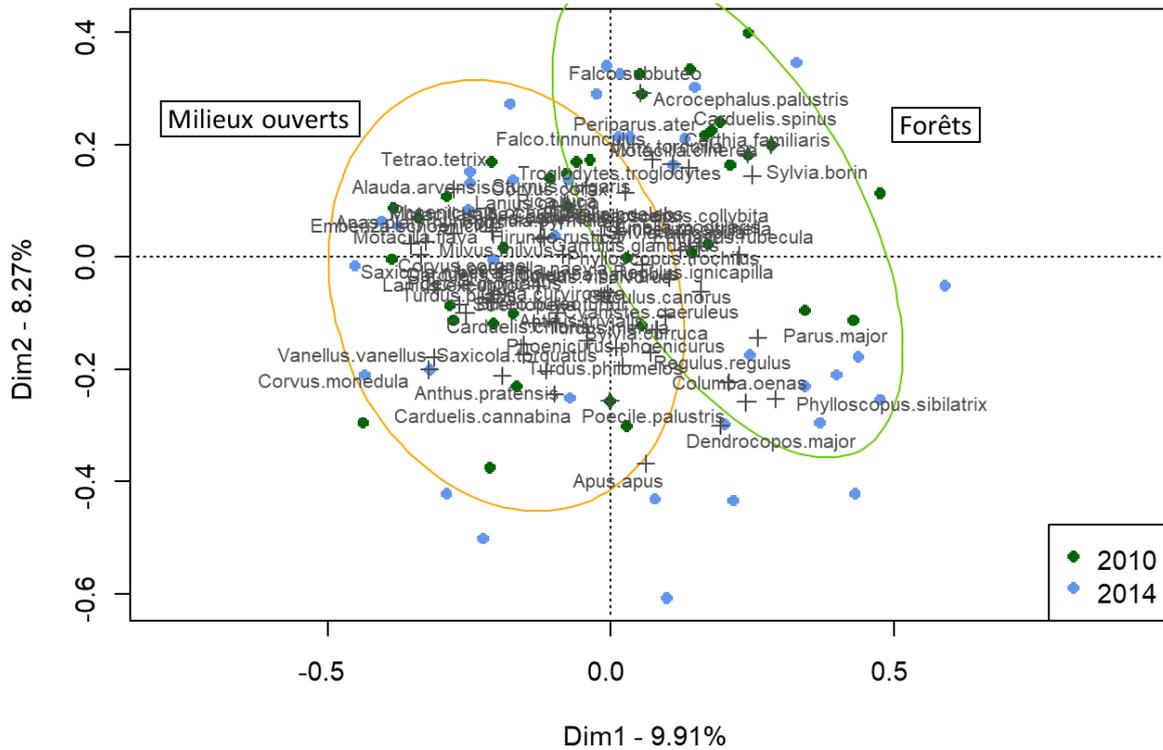


Figure 23 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Les espèces sont également positionnées dans ce même plan factoriel. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau des Hautes-Fagnes.

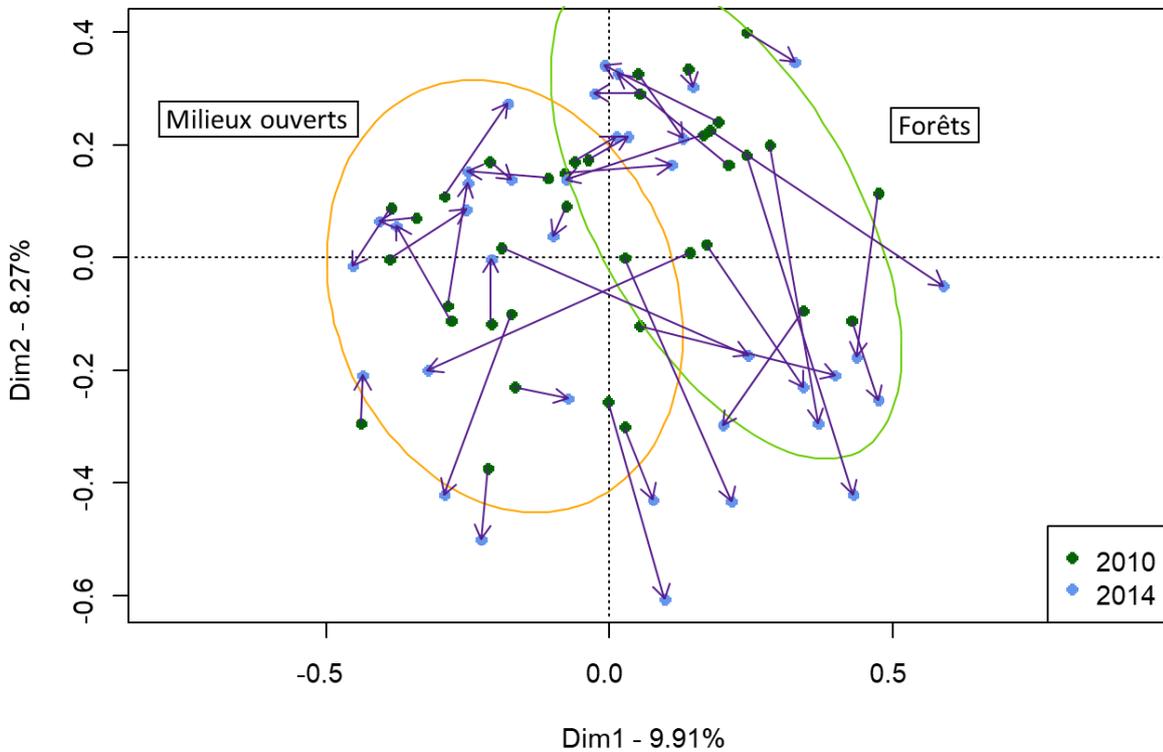


Figure 24 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau des Hautes-Fagnes.

4.2.5 Ardenne liégeoise

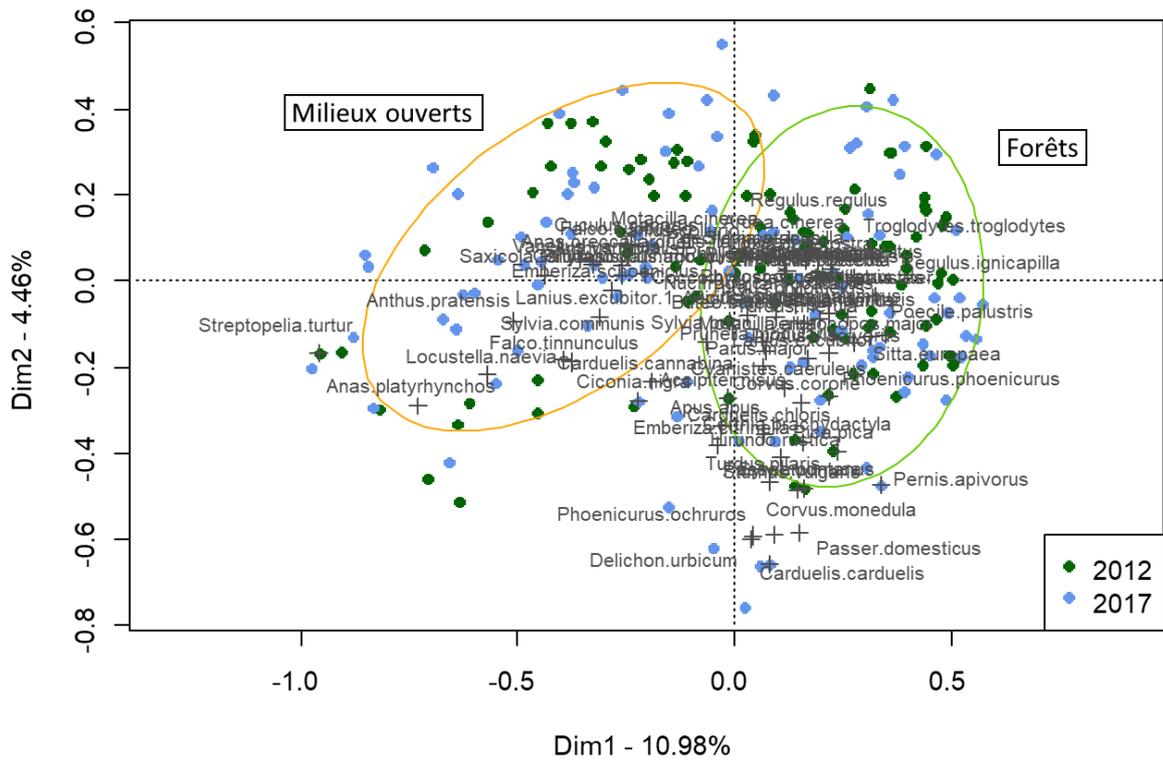


Figure 25 - Positionnement des sites dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Les espèces sont également positionnées dans ce même plan factoriel. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau de Spa-Malchamps.

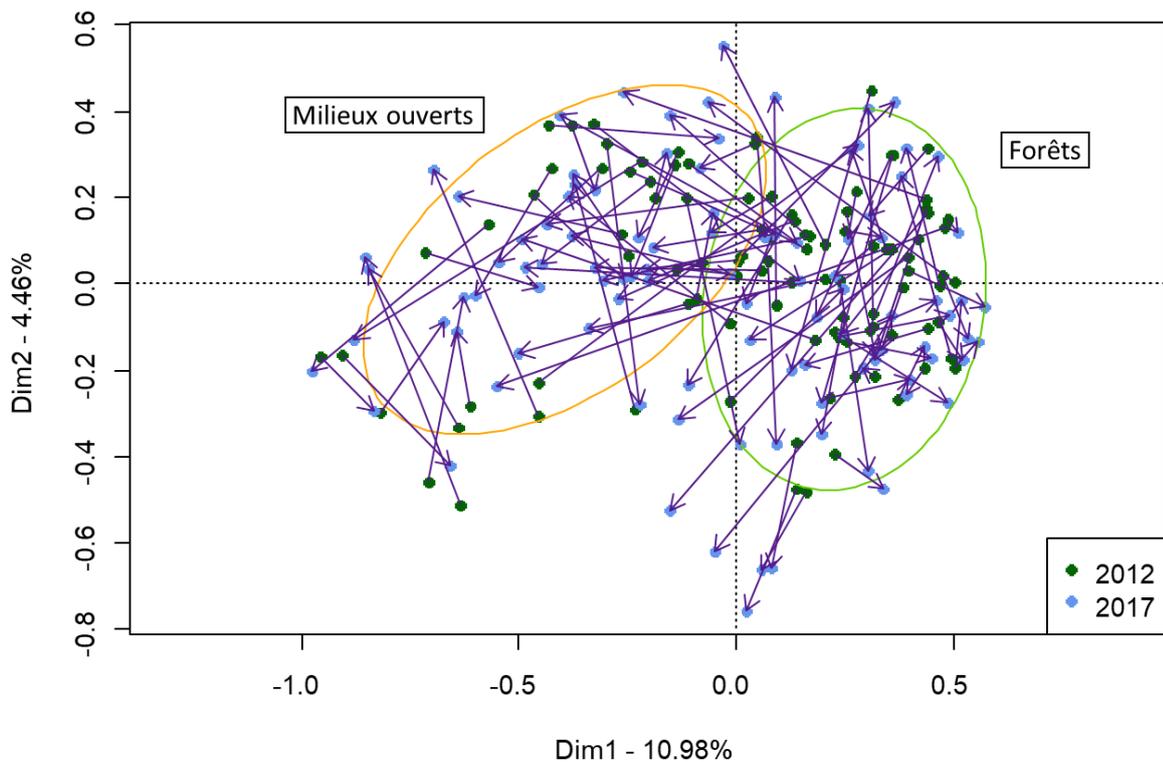


Figure 26 - Déplacement des points d'écoute dans l'espace factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA. Les ellipses contiennent 80% des sites ayant des compositions spécifiques similaires. Analyse relative aux chaînes de points d'écoute réalisées sur le plateau de Spa-Malchamps.

4.3 Caractéristiques environnementales des points d'écoute

4.3.1 Dendrogramme

Pour l'année 2000 comme pour l'année 2015, les dendrogrammes fournis pour la méthode de groupement de Ward permet d'identifier clairement quatre groupes distincts de points d'écoute en fonction de l'habitat qui les caractérise (Figure 27).

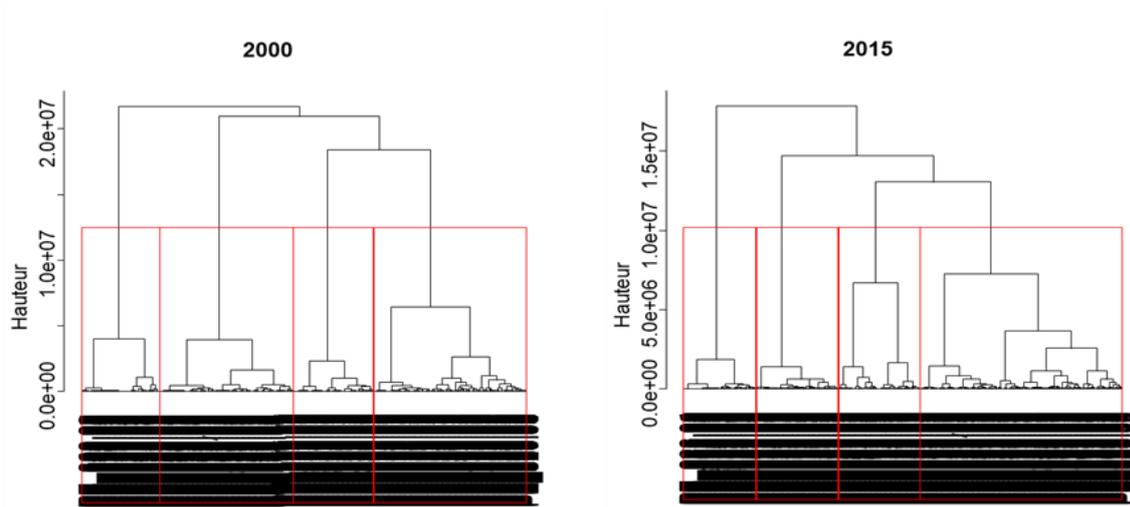


Figure 27 - Dendrogrammes fournis par la méthode des groupements de Ward pour l'année 2000 (à gauche) et pour l'année 2015 (à droite).

4.3.2 Analyse en composante principale

L'ACP permet d'identifier les caractéristiques environnementales de chacun des groupes déterminés et donc des points d'écoute présents dans ces groupes. Chacun des groupes est représenté dans l'espace de dimension formé par les deux premiers axes de l'ACP.

4.3.2.1 En 2000

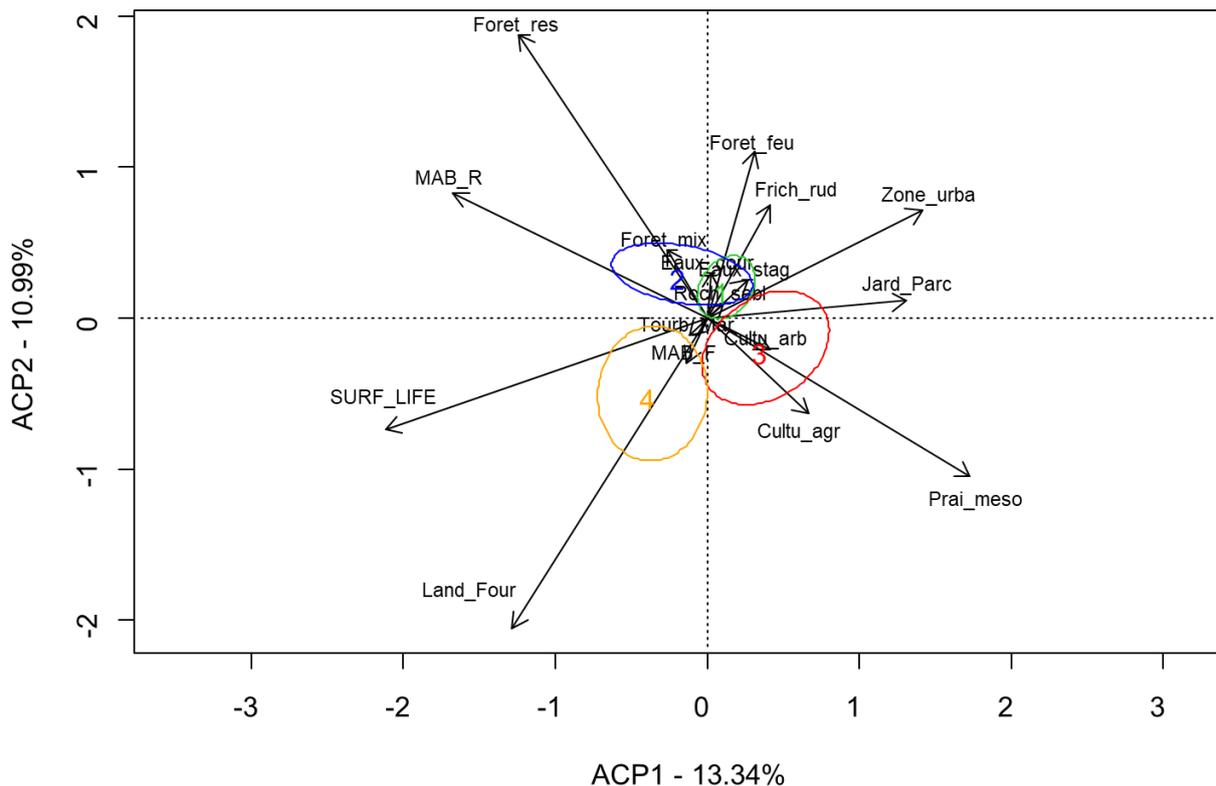


Figure 28 - Représentation des variables environnementales de l'année 2000 dans l'espace de dimension réduit formé par les deux premiers axes de l'ACP. Les ellipses représentent les quatre groupes formés et contiennent 80% des points d'écoute présents dans ces groupes.

Les quatre premiers axes de l'ACP expliquent respectivement 13.34%, 10.99%, 9.25% et 8.45% de la variance totale du jeu de données, soit 42.03%.

L'axe 1 semble opposer les sites plus urbanisés aux sites plus « naturels ». De fait, les variables Prai_meso, Cultu_agr, Jard_Parc et Zone_urba sont positivement corrélées à ce premier axe alors que les variables Foret_res, Land_Four y sont négativement corrélées (Figure 28). L'axe 2 semble opposer les stations des milieux ouverts aux stations situées dans des milieux plus fermés. Foret_res et Foret_feu sont positivement corrélées à ce second axe tandis que Land_Four, Cultu_agr et Prai_meso y sont corrélées négativement.

La variable MAB_R représente, en 2000, des sites qui n'ont pas encore été mis à blanc. La variable SURF_LIFE caractérise les sites qui vont faire l'objet de travaux de restauration durant les projets LIFE.

Sur base de cette ACP, un type d'habitat est attribué à chaque point d'écoute en fonction du groupe dans lequel il est placé. Le groupe 1 concerne les milieux forestiers feuillus, le groupe 2 reprend les points caractérisés par des forêts résineuses, le groupe 3 est lié au milieu artificialisés et le groupe 4 concerne les sites situés en zone de landes. Ces habitats sont ceux pour l'année 2000.

4.3.2.2 En 2015

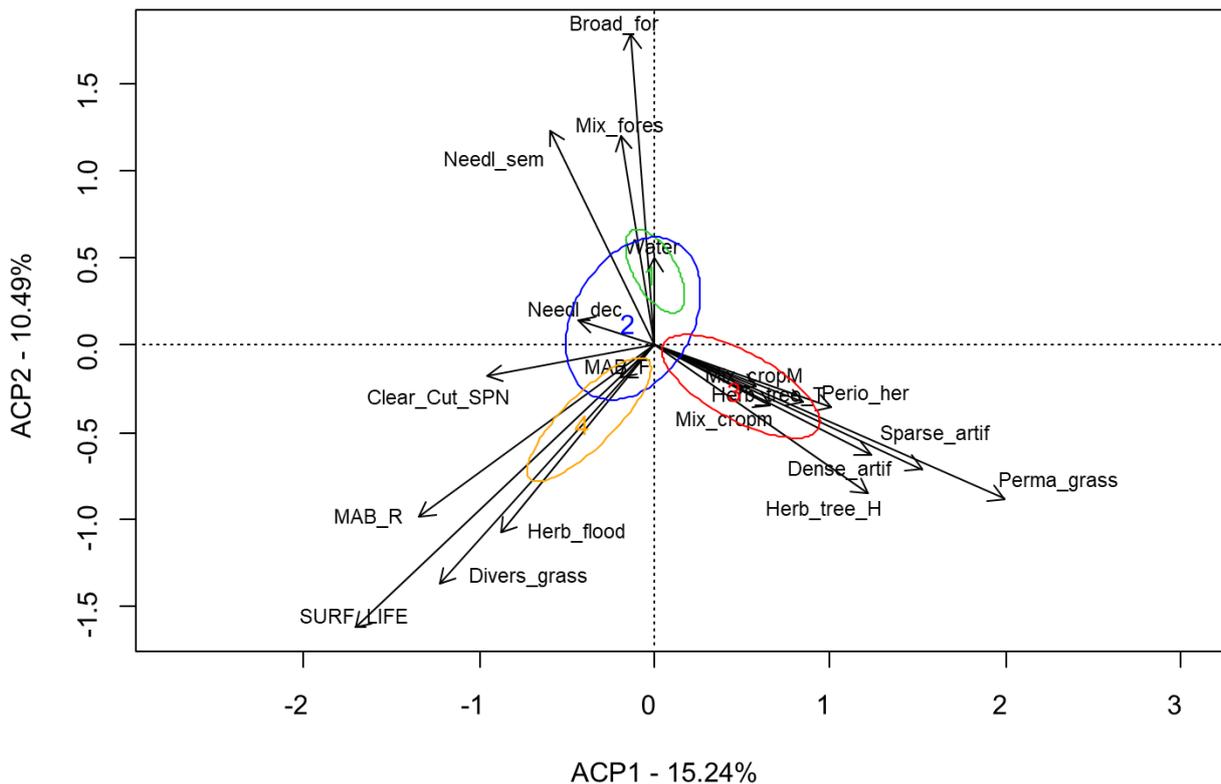


Figure 29 - Représentation des variables environnementales de l'année 2015 dans l'espace de dimension réduit formé par les deux premiers axes de l'ACP. Les ellipses représentent les quatre groupes formés et contiennent 80% des points d'écoute présents dans ces groupes.

Les quatre premiers axes de cette ACP expliquent respectivement 15.24%, 10.49%, 9.56% et 9.01% de la variance totale du jeu de données, soit 44.31%.

Les axes 1 et 2 semblent être expliqués par les mêmes types de variables que pour la précédente ACP. De fait, le long de l'axe 1, les variables relatives à des milieux plus naturels (Herb_flood, Divers_gras) s'opposent aux variables caractérisées par des milieux plus artificialisés (Dense_artif, Perma_grass, Herb_tree_H). L'axe 2, oppose les variables caractérisant les milieux ouverts (Divers_grass, Perma_grass) aux variables caractérisant les milieux forestiers (Broad_for, Needl_semp). (Figure 29).

La variable MAB_R est relative à des sites qui ont été mis à blanc. La variable SURF_LIFE est maintenant relative à des sites sur lesquels les travaux de restauration ont été réalisés.

À nouveau, les résultats de l'ACP permettent de caractériser le type d'habitat des points d'écoute pour l'année 2015 cette fois-ci. Le groupe 1 rassemble les points en milieux forestiers feuillus et le groupe deux ceux en milieux forestiers résineux. Les milieux artificialisés sont dans le groupe 3 et les landes et milieux associés sont dans le groupe 4.

4.3.3 Changement d'occupation du sol

La matrice de transition calculée permet de voir la répartition des 1093 points d'écoute dans les quatre groupes d'habitat pour l'année 2000 et 2015. Le changement le plus important, bien qu'attendu, est que 101 points d'écoute étaient en forêts résineuses en 2000 et sont en milieux de landes en 2015 (Tableau 3).

Tableau 3 - Matrice de transition des habitats des points d'écoute entre 2000 et 2015.

Habitats en 2015 →	Forêt feuillues	Forêts résineuses	Landes	Zones artificialisées	Nombre de points par habitat en 2015
Habitats en 2000 ↓					
Forêt feuillues	180	50	4	1	235
Forêts résineuses	9	243	101	2	355
Landes	0	8	180	0	188
Zones artificialisées	6	39	9	261	315
Nombre de points par habitat en 2015	195	340	294	264	1093

4.4 Espèces indicatrices

La méthode IndVal permet d'identifier 5 espèces significativement indicatrices (p -valeur < 0.05) des « Landes » pour la période 1999-2001 et 11 espèces pour 2015-2017 (Tableau 4). Les cinq espèces indicatrices en 1999-2001 le sont toujours en 2015-2017. Les valeurs indicatrices sont globalement plus élevées en 2015-2017 qu'en 1999-2001 excepté pour la Locustelle tachetée.

Tableau 4 - Espèces indicatrices significativement associées aux milieux de "landes" pour les périodes 1999-2001 et 2015-2017.

Espèces indicatrices		1999-2001			2015-2017		
		Indval	Nombre d'individus		Indval	Nombre d'individus	
			En Landes	Total		En Landes	Total
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	0.3220	142	227	0.4729	197	581
Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	0.3648	185	334	0.4255	237	929
Tarier pâtre	<i>Saxicola torquatus</i>	0.0782	14	16	0.3304	84	198
Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	0.2807	107	137	0.3192	85	201
Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>		25	101	0.1684	60	150
Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>		31	80	0.1406	38	129
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	0.2606	53	53	0.1073	24	50
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>		1	6	0.0677	12	12
Sizerin flammé	<i>Carduelis flammea</i>		0	0	0.0664	13	14
Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>		0	2	0.0301	4	4
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>		0	0	0.0274	10	14

4.5 Tendances des effectifs par espèces

4.5.1 Comparaison des tendances en Wallonie et en Ardenne

Tableau 5 - Nombre d'espèces par type de tendance en Wallonie et en Ardenne. Les données pour la Wallonie proviennent de l'étude menée par Derouaux & Paquet en 2018.

	Augmentation		Déclin		Stable		Total
Wallonie	21	26%	41	51%	19	23%	81
Ardenne	19	37%	16	31%	16	31%	51

Le Tableau 5 résume le nombre d'espèces par catégorie de tendances. Les tendances annuelles moyennes pour 52 espèces sont visibles pour chaque espèce dans le Tableau 7.

Tableau 6 – Nombre d'espèces par type de catégorie de tendance et par type de spécialisation d'habitat en Ardenne.

	Généraliste		Agricole		Forestière		Urbaine		Autres	
Augmentation	3	18%	6	55%	6	38%	2	67%	2	67%
Déclin	6	35%	3	27%	6	38%	-	-	-	-
Stable	8	47%	2	18%	4	25%	1	33%	1	33%
Total général	17		11		16		3		3	

Sur base du Tableau 7 et du type de spécialisation d'habitat de chaque espèce (Annexe 2), le nombre d'espèces par catégorie de tendance et par type de spécialisation d'habitat est déterminé (Tableau 6).

Tableau 7 - Tendance annuelle moyenne (en % de variations) des populations de 52 espèces en Wallonie (Source : Derouaux & Paquet, 2018) et en Ardenne. "IC" correspond à l'intervalle de confiance à 95%. Les espèces en gras adoptent une tendance différente en Wallonie et en Ardenne.

Espèces		Wallonie (1990-2017)		Ardenne (1990-2018)	
Nom français	Nom scientifique	Tendance annuelle moyenne	IC	Tendance annuelle moyenne	IC
Mésange à longue queue	Aegithalos caudatus	-1.63	D ± 1.37	2.46	A ± 0.98
Canard colvert	Anas platyrhynchos	1.64	A ± 0.9	3.49	A ± 0.63
Pipit farlouse	Anthus pratensis	-6.17	D ± 1.12	-0.20	S ± 0.42
Pipit des arbres	Anthus trivialis	-1.06	D ± 0.67	1.31	A ± 0.29
Martinet noir	Apus apus	/	/	1.10	A ± 0.52
Buse variable	Buteo buteo	-0.12	S ± 0.59	-0.01	S ± 0.46
Linotte mélodieuse	Carduelis cannabina	-1.84	D ± 0.53	-2.27	D ± 0.33
Verdier d'Europe	Carduelis chloris	-0.1	S ± 0.88	1.55	S ± 0.85
Grimpereau des jardins	Certhia brachydactyla	-0.64	D ± 0.53	-0.85	S ± 0.48
Grimpereau des bois	Certhia familiaris	3.2	A ± 2.18	2.88	A ± 1.04
Grosbec cassenanoyaux	Coccothraustes coccothraustes	0.96	S ± 0	1.31	A ± 0.53
Pigeon ramier	Columba palumbus	0.8	A ± 0.27	1.38	A ± 0.21
Corneille noire	Corvus corone	-0.42	D ± 0.22	0.21	S ± 0.19
Coucou gris	Cuculus canorus	-4.3	D ± 0.61	-2.23	D ± 0.45
Mésange bleue	Cyanistes caeruleus	0.55	A ± 0.35	0.68	A ± 0.29
Pic épeiche	Dendrocopos major	-0.7	D ± 0.39	-1.26	D ± 0.36
Bruant jaune	Emberiza citrinella	-1.62	D ± 0.43	-1.37	D ± 0.42
Rougegorge familier	Erithacus rubecula	-1.47	D ± 0.27	-0.99	D ± 0.21
Faucon crécerelle	Falco tinnunculus	1.4	A ± 1.29	7.60	A ± 1.30
Pinson des arbres	Fringilla coelebs	-0.53	D ± 0.18	-0.30	D ± 0.14
Geai des chênes	Garrulus glandarius	-0.81	D ± 0.45	-2.38	D ± 0.29
Hirondelle rustique	Hirundo rustica	-1.58	D ± 0.61	1.07	A ± 0.48
Locustelle tacheté	Locustella naevia	3.32	S ± 1.9	2.11	A ± 0.66
Mésange huppée	Lophophanes cristatus	-2.97	D ± 1.27	-2.94	D ± 0.73
Bec-croisé des sapins	Loxia curvirostra	/	/	-3.39	D ± 0.61
Bergeronnette grise	Motacilla alba	-0.82	D ± 0.67	-1.66	D ± 0.48
Bergeronnette des ruisseaux	Motacilla cinerea	0.27	S ± 1.42	0.85	S ± 1.26
Mésange charbonnière	Parus major	-0.29	D ± 0.25	0.10	S ± 0.21
Moineau domestique	Passer domesticus	0.16	S ± 0.17	1.27	A ± 0.32
Mésange noire	Periparus ater	-2.32	D ± 0.73	-2.63	D ± 0.38
Rougequeue noir	Phoenicurus ochruros	-0.6	S ± 0.88	-0.77	S ± 0.63
Pouillot véloce	Phylloscopus collybita	-1.26	D ± 0.2	0.57	A ± 0.22
Pouillot siffleur	Phylloscopus sibilatrix	-1.72	D ± 0.67	-0.76	D ± 0.33
Pouillot fitis	Phylloscopus trochilus	-2.94	D ± 0.51	-0.32	S ± 0.20
Pie bavarde	Pica pica	0.24	S ± 0.94	4.60	A ± 0.60
Mésange nonnette	Poecile palustris	-2.39	D ± 0.73	-0.36	S ± 0.47
Accenteur mouchet	Prunella modularis	-0.58	D ± 0.45	-0.30	S ± 0.38
Roitelet à triple bandeau	Regulus ignicapilla	1.32	A ± 0.82	2.21	A ± 0.51
Roitelet huppé	Regulus regulus	-2.65	D ± 0.8	-1.18	D ± 0.49
Tarier pâte	Saxicola torquatus	6.57	A ± 1.49	10.93	A ± 0.91
Sittelle d'Europe	Sitta europaea	-0.14	S ± 0.37	0.44	S ± 0.28
Tourterelle turque	Streptopelia decaocto	0.43	S ± 0.25	-3.09	U ± 1.63
Étourneau sansonnet	Sturnus vulgaris	-2.15	D ± 0.41	-3.80	D ± 0.20
Fauvette à tête noire	Sylvia atricapilla	0.62	A ± 0.2	1.49	A ± 0.21
Fauvette des jardins	Sylvia borin	-2.72	D ± 0.47	-2.94	D ± 0.45
Fauvette grisette	Sylvia communis	1	A ± 0.51	4.22	A ± 0.43
Fauvette babillarde	Sylvia curruca	1.12	A ± 0.96	2.25	A ± 1.05
Troglodyte mignon	Troglodytes troglodytes	-0.73	D ± 0.22	-0.37	S ± 0.22
Merle noir	Turdus merula	-0.16	S ± 0.2	0.20	S ± 0.18
Grive musicienne	Turdus philomelos	0.55	A ± 0.31	0.08	S ± 0.23
Grive litorne	Turdus pilaris	-4.92	D ± 1.51	-1.53	D ± 0.32
Grive draine	Turdus viscivorus	-0.98	D ± 0.69	-0.43	S ± 0.38

A Forte augmentation
A Augmentation
S Stable
D Déclin
U Incertain

4.5.2 Focus sur quelques espèces

Pipit farlouse

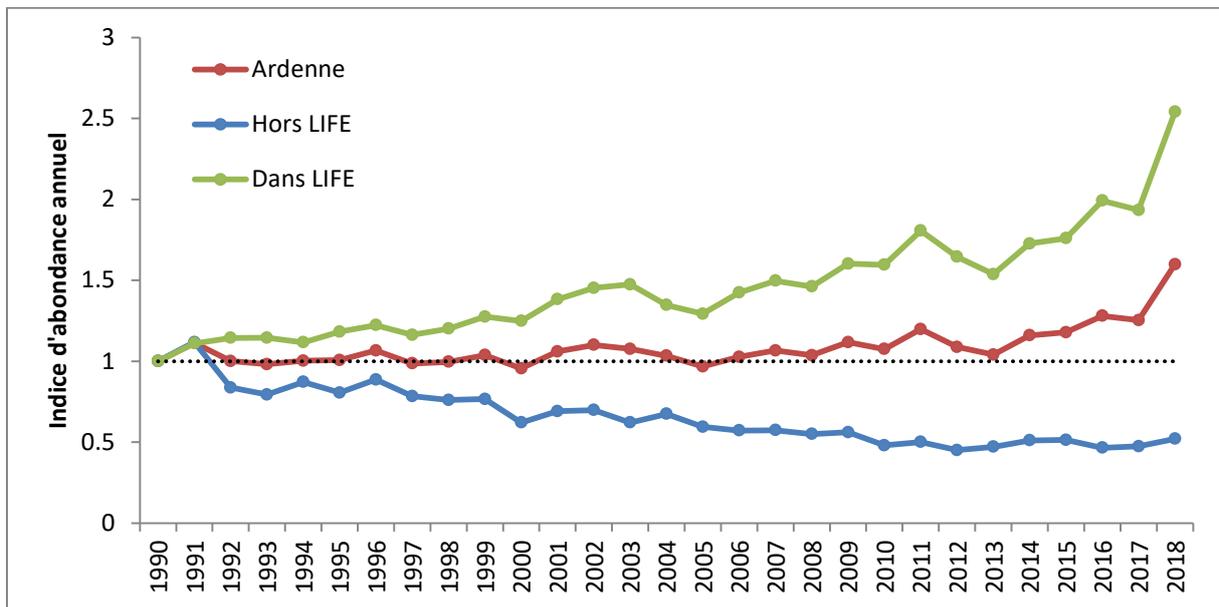


Figure 30 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Pipit farlouse en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Pipit des arbres

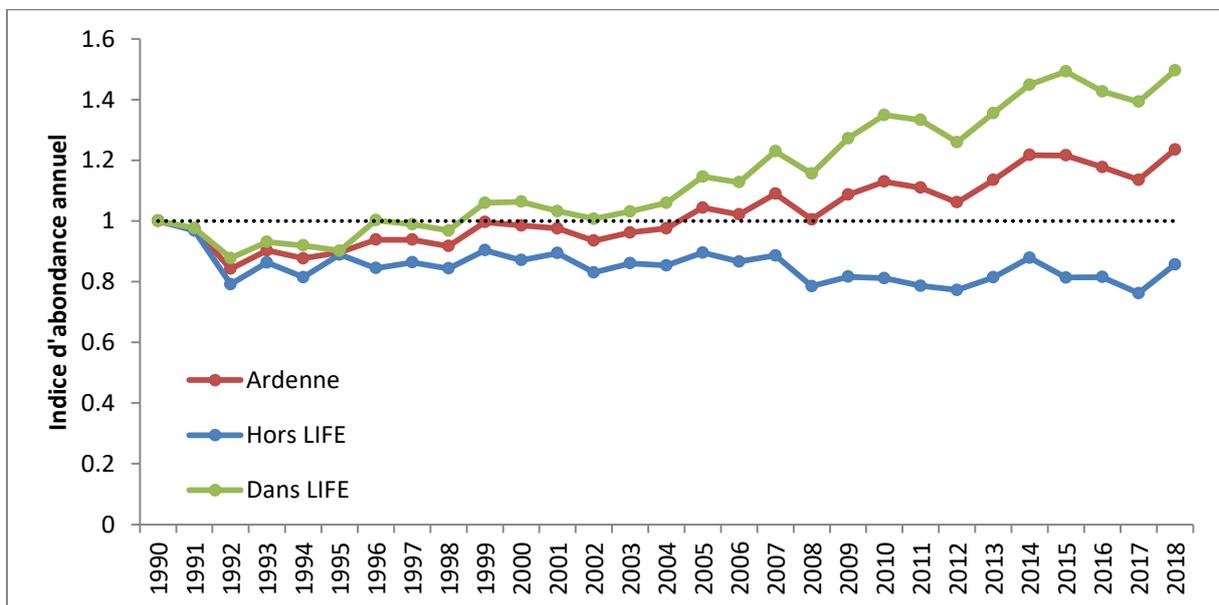


Figure 31 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Pipit des arbres en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Pouillot fitis

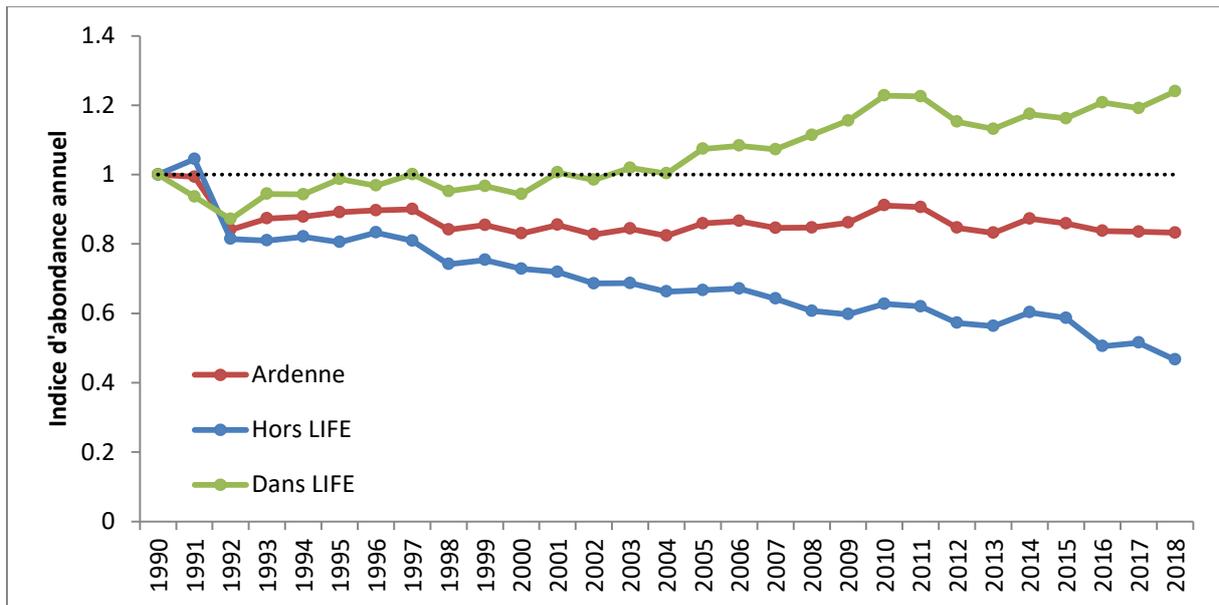


Figure 32- Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Pouillot fitis en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Tarier pâtre

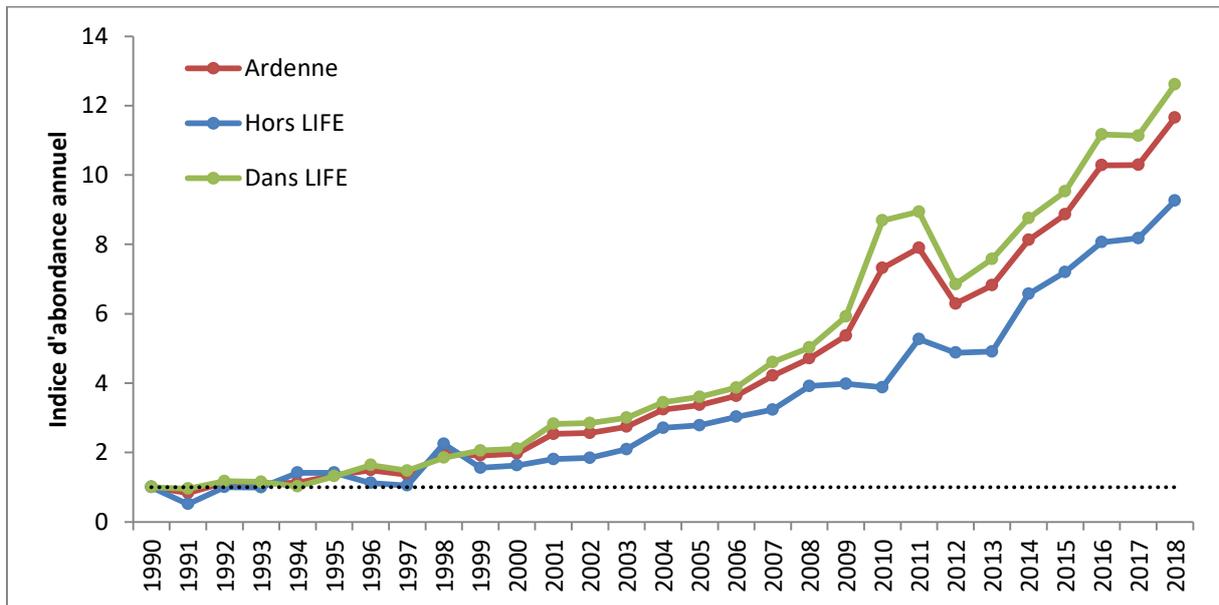


Figure 33 - Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Tarier pâtre en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Faucon crécerelle

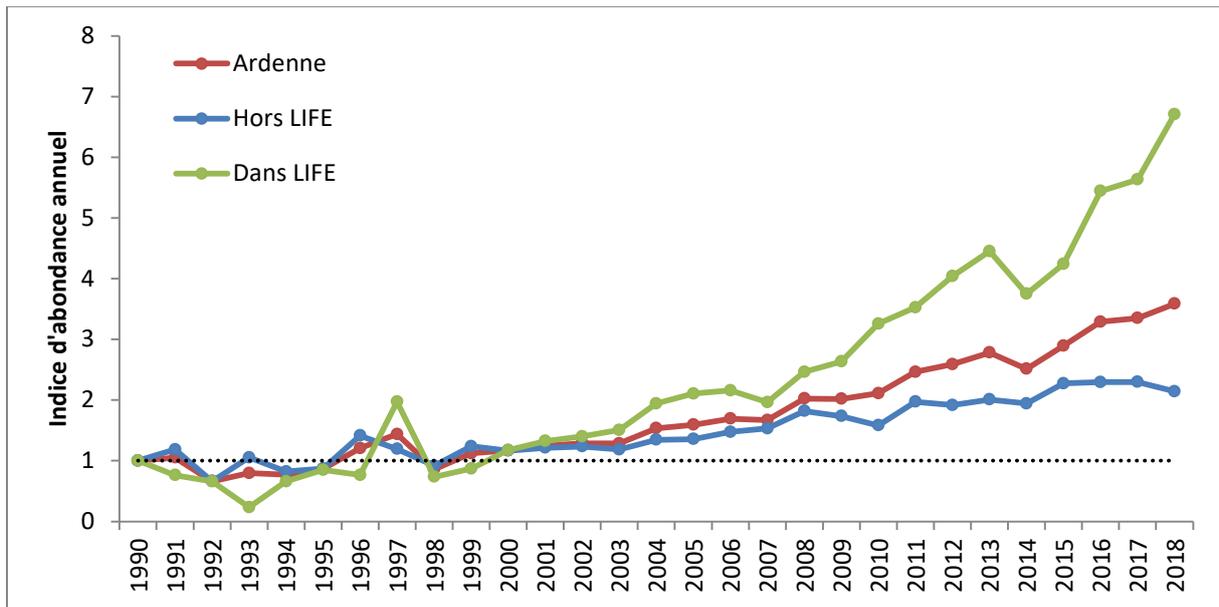


Figure 34- Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Faucon crécerelle en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Locustelle tachetée

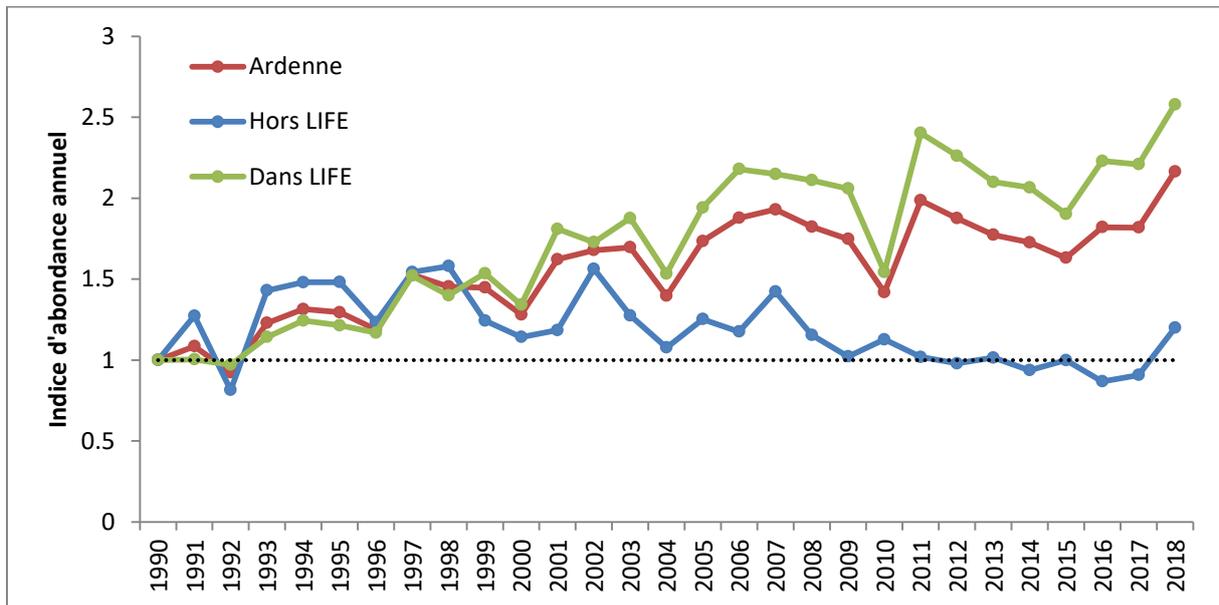


Figure 35- Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Locustelle tachetée en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Coucou gris

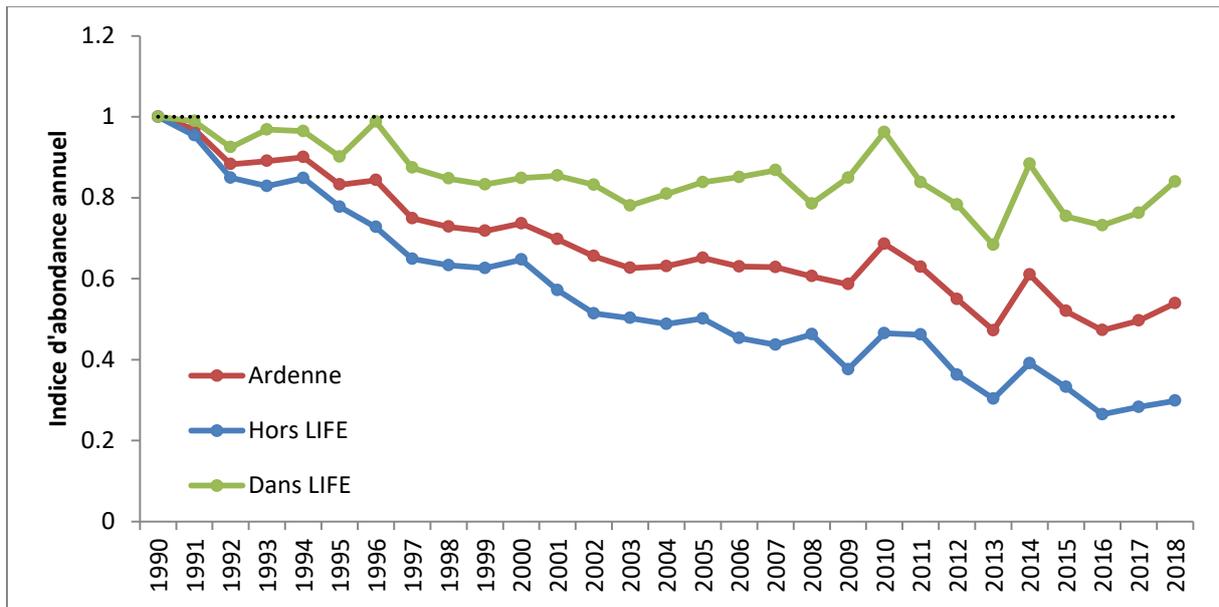


Figure 36- Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Coucou gris en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

Mésange huppée

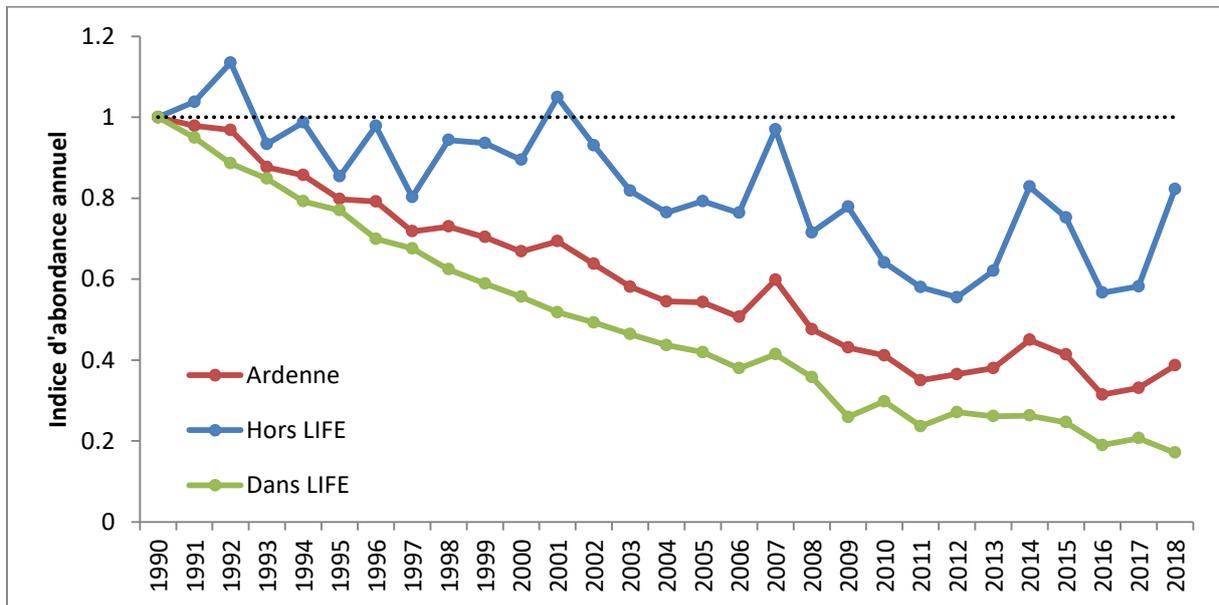


Figure 37- Évolution de l'indice d'abondance annuelle du Mésange huppée en Ardenne, dans et hors des sites concernés par les projets LIFE.

5 Discussion

Dans le cadre de projets LIFE de restauration des tourbières et milieux associés, des travaux de restauration ont été réalisés sur les hauts plateaux de l'Ardenne belge. Ces travaux sont un succès pour bon nombre d'espèces ciblées et notamment pour quelques espèces d'oiseaux à haute valeur conservatoire tel que la Pie-grièche grise et le Torcol fourmilier. L'effet de ces projets sur l'avifaune commune reste toutefois méconnu. Les travaux menés ont conduit par endroit à une modification importante des paysages et donc des habitats. Les espèces étant écologiquement liées à leur habitat, la modification de ces derniers entraîne des modifications dans les assemblages d'oiseaux qui s'y trouvent.

Ce travail a, dans un premier temps, permis de caractériser les communautés d'oiseaux en Ardenne en termes de richesse spécifique, d'effectifs et d'état de conservation. Ensuite, ce travail a également permis de déterminer les effets de ces projets LIFE sur les communautés d'oiseaux nicheurs communs et la manière dont ces communautés évoluent. Cette étude fait ressortir le fait que ces projets sont plutôt favorables aux espèces d'oiseaux communs notamment en termes de conservation de la nature. Toutefois, les effets ne sont pas toujours ceux attendus et ne sont pas nécessairement favorables pour toutes les espèces.

5.1 L'avifaune de l'Ardenne

5.1.1 Évolution des caractéristiques de l'avifaune de l'Ardenne

Le calcul de plusieurs paramètres caractérisant les assemblages d'oiseaux pour chaque année depuis 1990 a permis de déterminer l'évolution globale de l'avifaune d'Ardenne en terme de richesse spécifique, d'effectifs et de valeur conservatoire.

En Ardenne, la richesse spécifique totale semble varier quelque peu au cours de ces 29 dernières années. Ce paramètre est assez sensible au nombre de relevés effectués par an et il est donc difficile d'en tirer des conclusions. En effet, plus le nombre de relevés est élevé plus il est probable de contacter des espèces peu communes. Cependant, cette richesse totale semble avoir augmenté de 2.5 espèces entre 1990 et 2018. La richesse spécifique ponctuelle est bien moins sensible au nombre de relevés effectués à l'année. En 2018, environ deux espèces de plus sont contactées par point d'écoute par rapport à 1990.

En ce qui concerne les effectifs, toutes espèces confondues, une légère augmentation est visible en Ardenne ; passant d'un peu plus de 15 individus par point dans les années 90 à un peu moins de 20 individus par point depuis 2010. Cette augmentation d'effectifs est sans doute liée à l'augmentation de la richesse spécifique ponctuelle. Cette augmentation du nombre d'individus est confirmée par l'indice de Berger-Parker qui décroît avec le temps. Ceci est soit synonyme d'un nombre d'individus total croissant ou bien d'une abondance décroissante des espèces les plus communes. L'augmentation de l'indice de Shannon-Wiener semble confirmer que l'augmentation des individus est principalement liée à l'augmentation de la richesse spécifique. De fait, plus il y a d'espèces peu communes sur un relevé plus cet indice est élevé.

En résumé, en Ardenne, le nombre d'individus d'oiseaux augmente. Cette augmentation est principalement liée à l'augmentation de la richesse spécifique mais les nouvelles espèces sont

généralement peu abondantes sur les points d'écoute. Les espèces communes ne sont pas plus abondantes mais il y a plus d'espèces à abondance faible.

L'indice de la valeur conservatoire des communautés d'oiseaux est également assez sensible au nombre de relevés effectués par an. En revanche, une légère augmentation est observée depuis 2004, ce qui coïncide avec le début des projets de restauration ciblant des espèces d'oiseaux à plus haute valeur conservatoire. Cette légère augmentation peut également être mise en lien avec l'augmentation de la richesse spécifique. Les nouvelles espèces apparues sur les points d'écoute sont, comme évoqué ci-dessus, peu abondantes et donc possiblement à valeur conservatoire élevée.

Le phénomène d'homogénéisation, expliqué par l'indice de spécialisation des communautés (CSI), est peu remarqué en Ardenne. Le CSI est approximativement stable au cours du temps et peut s'expliquer par une proportion constante d'espèces généralistes et spécialistes.

L'indice de température des communautés (CTI) est nettement en augmentation. Il augmente de 0.058°C par décennie ce qui correspond à plus de deux fois la tendance wallonne de 0.027°C (Laudelout & Paquet, 2014). Les communautés d'oiseaux en Ardenne tendent donc à être composées par des espèces plus méridionales. Les tendances par espèces développées ci-après montrent notamment une augmentation forte des effectifs de Tarier pâtre (Figure 38) sur l'entièreté de l'Ardenne. Cette espèce ayant un indice de température spécifique élevé (14.14°C), il est clair qu'elle contribue à la hausse du CTI moyen de l'Ardenne. La régression d'espèces ayant un STI faible, comme la Grive litorne *Turdus pilaris* et la Mésange boréale, est également responsable de la hausse du CTI moyen.



Figure 38 - Tarier pâtre *Saxicola torquatus* femelle (Brackvenn, 15.06.2018, © Gauthier Deschamps)

5.1.2 Tendance des effectifs par espèce

Le calcul des tendances pour 52 espèces en Ardenne permet de déterminer l'état de l'avifaune à l'échelle spécifique. En effet, les espèces ne réagissent pas toutes de la même manière aux changements quels qu'ils soient. Ces tendances calculées pour l'Ardenne peuvent ensuite être comparées aux tendances en Wallonie fournies par Derouaux & Paquet en 2018.

En Ardenne, sur 51 espèces, plus d'un tiers (37%) est en augmentation, un peu moins d'un tiers est en diminution (31%) et la même proportion (31%) est stable. En Wallonie, sur 81 espèces, la moitié (51%) est en diminution, un quart (26%) est en augmentation et un quart (23%) est stable (Derouaux & Paquet, 2018). La situation semble donc moins critique en Ardenne qu'en Wallonie. En effet, sur les 52 espèces étudiées, 17 ont une tendance plus favorable en Ardenne qu'en Wallonie alors que le contraire n'est vrai que pour une seule espèce ; la Grive musicienne *Turdus philomelos*, en augmentation en Wallonie et stable en Ardenne.

En Ardenne, plus d'un tiers (35%) des espèces généralistes sont en déclin comme la Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina* et le Coucou gris. Des espèces très communes telles que le Pinson des arbres *Fringilla coelebs* et le Rougegorge familier le sont aussi. Par ailleurs, trois espèces généralistes (18%) sont en augmentation et huit (47%) ont des populations stables.

En ce qui concerne les espèces spécialistes des milieux agricoles, six espèces (55%) sont en augmentation. Ces espèces sont le Pigeon ramier *Columba palumbus*, le Faucon crécerelle, l'Hirondelle rustique *Hirundo rustica*, le Tarier pâtre, la Fauvette grisette *Sylvia communis* et la Fauvette babillarde *Sylvia curruca*. Toujours parmi les espèces agricoles, trois (27%) sont en régression et deux (18%) maintiennent des populations stables. La situation des espèces des milieux agricoles est moins critique en Ardenne qu'en Wallonie. Ceci est principalement lié au fait que, en Ardenne, ces espèces occupent aussi des milieux ouverts qui ne sont pas intensivement cultivés. La plupart de ces espèces sont notamment en augmentation dans les sites restaurés par les projets LIFE. Les espèces forestières comprennent autant d'espèces en déclin qu'en augmentation (38%) et un quart de ces espèces forestières est en situation stable. L'augmentation des populations de Grimpereau des bois et le Roitelet à triple bandeau *Regulus ignicapilla* pourraient notamment s'expliquer par le vieillissement des futaies et l'augmentation des surface de forêts matures (Jacob *et al.*, 2010). Parmi les espèces en régression, quelques-unes sont inféodées aux forêts résineuses comme la Mésange huppée *Lophophanes cristatus*, la Mésange noire *Periparus ater* et le Roitelet huppé. Ce phénomène pourrait être lié à la diminution de la surface forestière résineuse depuis 1980 (Lecomte, 2017) mais cette diminution de surface n'expliquerait pas nécessairement à elle seule la régression des espèces inféodées aux résineux (Derouaux & Paquet, 2018). Pour les espèces forestières, les tendances en Ardenne sont globalement semblables à celles identifiées pour la Wallonie.

La tendance observée à l'échelle européenne (Inger *et al.*, 2015) et wallonne (Derouaux & Paquet, 2018) semble être confirmée. Les espèces communes sont en régression pendant que des espèces plus rares, peu abondantes sont en augmentation. En revanche, dans le cas présent, les espèces généralistes paraissent diminuer au profit d'espèces plus spécialistes des milieux (semi-)ouverts et dont la valeur conservatoire est généralement plus élevée allant à l'encontre du phénomène d'homogénéisation décrit par Le Viol *et al.* (2012).

5.2 Intérêts des projets LIFE pour les oiseaux communs

5.2.1 Effets sur les communautés

Les projets LIFE ont eu un effet significatif sur les communautés d'oiseaux notamment en termes de richesse spécifique et d'abondance. La valeur conservatoire et l'indice de température des communautés ont également évolué. Par ailleurs, la composition même des communautés s'est modifiée, les assemblages d'espèces ont changé, les espèces caractéristiques ne sont plus les mêmes.

Globalement, les évolutions des caractéristiques de l'avifaune des sites restaurés par les projets LIFE sont identiques à celles observées en Ardenne. Cependant, ces évolutions y sont bien plus marquées.

En effet, la richesse totale observée augmente de manière plus importante et ce depuis le début des projets de restaurations. Cette augmentation est sans doute surestimée par le nombre croissant de points d'écoute effectués. Cependant durant les périodes 1990-1994 et 2005-2009, approximativement le même nombre de relevés ont été réalisés et la richesse spécifique observée moyenne sur ces périodes passe de 57.8 à 63.4 espèces contactées soit une augmentation de 5.6 espèces. La richesse ponctuelle confirme cette tendance à la hausse. Les points réalisés dans les années 90 comptaient en moyenne approximativement 7 espèces contactées alors qu'environ 12 espèces sont contactées par point depuis 2006.

En ce qui concerne les indices d'abondance, il est clair que le nombre d'individus contactés par points sur les sites LIFE est bien plus élevé après restauration. Les sites comptaient environ 10 individus par point dans les années 90 alors qu'en moyenne, un peu moins de 20 individus sont contactés ces dernières années. Cette augmentation du nombre individus coïncide avec la diminution de l'indice de Berger-Parker. L'augmentation de l'indice de Shannon est liée à l'augmentation du nombre d'espèces et plus précisément d'espèces rares, ce qui prouve que les espèces qui colonisent les sites LIFE sont des espèces peu communes. En bref, les effectifs augmentent et cette hausse est notamment liée à l'augmentation du nombre d'espèces. Les espèces apparaissant sur les points d'écoute sont des espèces globalement peu abondantes.

Bien que sensible au nombre de relevés effectués, une nette augmentation de l'indice de valeur conservatoire est notée depuis le début des travaux de restauration. Les travaux réalisés attirent des espèces à plus haute valeur conservatoire comme cela a déjà été démontré pour le Torcol fourmilier, la Pie-grièche grise, la Sarcelle d'hiver et le Tarier des prés (Paquet et al., 2017). Ces espèces sont généralement peu abondantes faisant ainsi le lien avec l'augmentation de l'indice de Shannon.

L'indice d'homogénéisation biotique semble rester stable au cours du temps ce qui indique l'absence de phénomène d'homogénéisation des communautés au sein des sites restaurés. Cet indice est en revanche, pour chaque année, plus élevé sur les sites LIFE qu'en Ardenne indiquant une présence plus forte d'espèces spécialistes en site LIFE. La restauration de milieux (semi-)naturels est favorable pour bon nombre d'espèces spécialistes, qu'elles soient rares ou communes. De plus, dans ces milieux de landes et tourbières, les espèces généralistes restent souvent peu nombreuses. Dans un contexte global d'homogénéisation des communautés (Clergeau et al., 2005; McKinney, 2006; Davey et al., 2012), il est primordial de maintenir des milieux abritant des espèces spécialistes et si ces milieux sont en mauvais état de conservation, il est important de pouvoir les restaurer.

En ce qui concerne l'indice de température des communautés (CTI), l'augmentation est claire. Depuis 1990, cet indice augmente de 0.212°C par décennie, soit près de huit fois la tendance observée en Wallonie. Cette hausse est effective depuis les années 1990 et ne semble pas être liée aux projets de restauration. Les milieux de tourbières et landes ont, en 1990 un CTI bien plus faibles que celui de l'Ardenne. Cette différence diminue avec le temps, ces milieux semblant accueillir une proportion croissante d'espèces méridionales. Les projets LIFE ont pourtant profité à des espèces à STI faible comme la Sarcelle d'hiver et la Pie-grièche grise mais cela ne suffit pas pour contrecarrer l'augmentation importante d'espèces plus méridionales comme le Tarier pâtre et la régression d'autres espèces à caractère plus septentrional telles que la Fauvette des jardins *Sylvia borin* et le Tétrás lyre. Les changements climatiques semblent être la cause principale de ses modifications des communautés d'oiseaux (Devictor et al., 2008). Cependant, cette modification pourrait être liée à un autre phénomène. En effet, les milieux ouverts pourraient être plus attractifs pour des espèces méridionales augmentant ainsi la proportion de ces dernières dans les milieux tourbeux et de landes.

La modification de la composition spécifique des communautés est incontestable. Nombreux sont les points qui autrefois étaient caractérisés par des communautés d'oiseaux forestiers et qui sont aujourd'hui occupé par des espèces typiques des landes et milieux associés. Preuve du succès des travaux de restauration, le Grimpereau des bois, la Mésange boréale et le Pouillot siffleur ont laissé place aux Pipit farlouse, Tarier pâtre, Alouette des champs et Faucon crécerelle.

Les analyses en coordonnées principales (PCoA) ont montré que, quelques années après les travaux, les communautés d'oiseaux sont des communautés typiques des landes et milieux associés. Le projet effectué sur le plateau des Tailles semble passé par une période de « transition » pendant laquelle les communautés ne sont pas encore tout à fait caractéristiques. Un crédit de colonisation pour certaines espèces est éventuellement envisageable. Mais au vu des résultats obtenus par les analyses entre deux années plus éloignées, ce crédit de colonisation est très rapidement résorbé.

Ces analyses montrent également que certains sites qui se trouvaient déjà auparavant en milieux de landes ont également quelque peu changé en termes de composition spécifique. Les espèces présentes dans les landes dans les années 90 ne sont plus tout à fait les mêmes que ces dernières années. Ce phénomène est sans doute dû à la régression d'espèces qui autrefois était plus abondante comme le Tétrás lyre mais également à l'augmentation de certaines espèces comme le Tarier pâtre, la Locustelle tachetée et le Torcol fourmilier.

La détermination des espèces indicatrice via la méthode IndVal a permis de constater des différences entre les espèces indicatrices d'avant restauration et celles d'après restauration. Pour rappel, le caractère indicateur du milieu d'une espèce dépend d'un critère de spécificité mais également d'un critère de fidélité. Une première constatation est que toutes les espèces autrefois indicatrices le sont toujours aujourd'hui. De plus, leur valeur indicatrice est plus élevée de nos jours que par le passé, excepté pour la Locustelle tachetée. Ces espèces sont le Pipit des arbres *Anthus trivialis*, le Pouillot fitis *Phylloscopus trochilus*, le Tarier pâtre et le Pipit farlouse. Ces espèces connaissent toutes une augmentation au niveau des sites LIFE permettant ainsi d'augmenter leur fidélité aux milieux de landes.

Six nouvelles espèces sont indicatrices des milieux de landes aujourd'hui. Il s'agit de la Fauvette grisette, du Coucou gris, du Vanneau huppé, du Sizerin flammé, du Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* et de la Sarcelle d'hiver. Parmi ces espèces, certaines ont clairement profité des projets de restauration comme le vanneau, le grèbe et la sarcelle qui sont trois espèces des milieux humides et

qui ont bénéficiés de la mise en place de nombreux plans d'eau. En Ardenne, ces trois espèces ne se retrouvent quasi exclusivement que sur les landes et milieux tourbeux. La Sarcelle d'hiver est notamment une espèce à haute valeur conservatoire ciblée par les projets LIFE. La Fauvette grisette voit ses populations croître en Ardenne et, affectionnant les milieux ouverts de transition (van der Elst, 2010), trouve dans les landes un habitat favorable. Le Coucou gris était autrefois indicateurs des milieux forestiers. Il rencontre un déclin en Ardenne mais ce déclin est moins prononcé en sites LIFE augmentant donc sa spécificité pour les milieux de landes.

5.2.2 Effets sur les espèces

Outre les effets à l'échelle des communautés, les projets de restauration ont également eu des effets à l'échelle spécifique. Les espèces ont répondu aux changements de manière différente, certaines ont profité des travaux de restauration alors que d'autres ont été impactés négativement.

Le Pipit farlouse (Figure 39) est un nicheur commun en Wallonie (3800 couples) mais qui fait face à un déclin marqué depuis quelques années. L'espèce n'est presque plus présente dans le Condroz et au nord du Sillon sambrosan. Cette espèce semble souffrir de l'évolution des pratiques agricoles rendant sa nidification difficile (Jacob, 2010e). En Ardenne, là où il est caractéristique des landes, tourbières et bas-marais, les effectifs restent stables. L'effet des projets de restauration est loin d'être négligeable. En effet, le Pipit farlouse semble bien profiter de l'importante réouverture des milieux tourbeux. La tendance au sein des sites LIFE est même nettement à l'augmentation.



Figure 39 - Pipit farlouse *Anthus pratensis* dans la Fagne de la Rur (Butgenbach, 13.06.2018, © Gauthier Deschamps)

Le Pipit des arbres est un nicheur plutôt commun en Wallonie (11 000 couples) mais ces effectifs sont répartis de manière hétérogène dans les différentes régions naturelles. Il a presque disparu au nord du Sillon Sambre et Meuse alors qu'il fluctue autour de la stabilité ailleurs (Jacob, 2010d). En Ardenne, les effectifs sont en légère augmentation et cette hausse semble être corrélée aux actions de restauration des milieux tourbeux. Cet espèce affectionne notamment les milieux ouverts et mises à blanc où il peut trouver quelques buissons pour nicher et défendre son territoire.

Le Pouillot fitis profite également des travaux de déboisements menés dans le cadre des projets LIFE. En effet, il affectionne particulièrement les stades pionniers de végétation ligneuse. Ce type de milieu apparaît quelques années après les travaux, lorsque certaines zones se retrouvent colonisées par des régénérations de Bouleau *Betula sp.* Il est alors possible d'y retrouver environ 4 couples nicheurs par 10 hectares (Jacob, 2010f). Une légère augmentation de ses populations est donc visible au sein des sites restaurés par les LIFE permettant dès lors de maintenir une tendance stable à l'échelle de l'Ardenne. En Wallonie, la raréfaction des milieux pionniers conduit à un déclin progressif des effectifs de l'espèce.

Le Tarier pâtre a connu ces dernières années une augmentation forte partout en Wallonie où son taux de croissance annuel est de l'ordre de 6%. En Ardenne, l'augmentation est d'autant plus

forte avec un taux de croissance annuel de 10%. Les landes et milieux tourbeux ne sont pas en reste, les populations de Tarier pâtre s'y sont multipliées par douze depuis 1990. Cet oiseau occupe des habitats très variés pour peu que le milieu soit ouvert, que la strate herbacées soit bien développée et qu'il y ait présence de perchoirs (Paquet, 2010). Les milieux restaurés lui correspondent donc très bien. Au vu de l'augmentation de ses effectifs et de son caractère plutôt méridional, il est à parier que le Tarier pâtre en bonne partie responsable de l'augmentation du CTI au sein des projets LIFE. Cette espèce serait donc favorisée par les changements climatiques.

Le Faucon crécerelle est un nicheur très répandu en Wallonie qui fréquente toutes sortes de milieux ouverts ou semi-ouvert pourvu qu'il trouve un endroit pour nicher (Burnel, 2010). Ses effectifs sont en hausse en Wallonie mais de manière plus importante en Ardenne particulièrement grâce aux travaux de restauration menés dans le cadre des projets LIFE qui lui offre de nouveaux sites où s'installer.

Les travaux de restauration ont également bien profité à la Locustelle tachetée (Figure 40), espèce typique des végétation herbacées denses et moyennement hautes (Jacob *et al.*, 2010). Ses effectifs ont plus que doublé dans les sites LIFE au cours des 29 dernières années alors que les tendances ardennaises hors LIFE et wallonnes sont à la stabilité.



Figure 40 - Locustelle tachetée *Locustella naevia* sur le plateau des Hautes-Fagnes (Grande Fange (Baraque Michel), 14.06.2018, © Gauthier Deschamps)

Malgré son statut de nicheur commun très répandu, le Coucou gris est en régression dans toute la Wallonie. Les causes de déclin les plus souvent avancées seraient la raréfaction des espèces majoritairement parasitées et une éventuelle diminution de l'abondance des chenilles composant l'alimentation des adultes (Jacob, 2010c). Cependant, la régression en Ardenne est moins forte et elle l'est encore moins au sein des sites restaurés par les projets LIFE. Ce phénomène est peut être lié au fait que les populations de Pipit farlouse, espèce principalement parasitée dans ce type de milieu, s'y portent bien.

La Mésange huppée fait face à un tout autre scénario. Inféodée aux forêts de conifères, cette espèce est clairement en diminution en Wallonie mais également en Ardenne où se situe la majeure partie des massifs forestiers résineux. D'autres espèces comme la Mésange noire et le Roitelet huppé connaissent également cette situation. Il est clair que les mises à blanc effectuées dans le cadre des

travaux de restauration n'ont pas été favorables pour ces espèces qui rencontrent déjà une tendance au déclin à plus grande échelle.

Globalement, les espèces inféodées aux milieux ouverts ont bénéficié des travaux de restauration réalisés dans le cadre des projets LIFE. Leurs effectifs sont en augmentation et ils profitent des différents stades de recolonisation des végétaux. Ainsi, le Pipit farlouse et le Pipit des arbres niche dans les zones bien dégagées où quelques perchoirs sont présents alors que le Pouillot fitis et la Fauvette grisette tirent parti des régénérations denses de ligneux dans certaines zones non gérées. La tendance à plus grandes échelles (en Europe, en Wallonie) des espèces des milieux ouverts est souvent à la baisse. En effet, la plupart des milieux ouverts aujourd'hui correspondent à des milieux agricoles. Or, les populations de nombreux oiseaux agricoles ont fortement décliné au cours du dernier quart de siècle (Donald et al., 2001). En Wallonie, presque toutes les espèces liées aux milieux agricoles sont en régression significative (Derouaux & Paquet, 2018) alors que l'augmentation des surfaces de milieux (semi-)ouverts orchestrée par les projets LIFE semble être favorable à ces espèces.

En ce qui concerne les espèces forestières, les projets de restauration ont eu, logiquement, un impact plutôt négatif sur les populations d'oiseaux inféodés aux peuplements résineux. Leur déclin y est plus important qu'ailleurs en Wallonie. Des conclusions sur les espèces inféodées aux forêts feuillues ne peuvent pas vraiment être tirées vu les faibles impacts que les travaux de restauration ont eu sur les dites forêts. De plus, la faible présence de ces espèces sur les points d'écoute « LIFE » ne permet pas au modèle de fournir une bonne estimation de l'évolution des effectifs.

Les espèces ciblées par les projets LIFE, souvent nicheuses rares, ont été positivement impactées par ce méta-projet. La plupart des oiseaux communs inféodés aux milieux ouverts et en régression en Wallonie ont également bénéficié de ces travaux de restauration. Au-delà, de ces succès constatés, il serait intéressant de connaître l'effet que ces travaux ont sur les espèces migratrices. Un complexe de zones ouvertes et humides au milieu d'une matrice forestière attire sans conteste des espèces cherchant à effectuer une halte dans leur migration. De même, la question de l'impact sur les populations d'oiseaux hivernants peut également se poser.

6 Conclusion

Ce travail a démontré que les projets de restauration des tourbières et milieux associés en Haute Ardenne ont eu un effet non négligeable sur les communautés d'oiseaux, d'une part à l'échelle des sites restaurés mais également à l'échelle de l'Ardenne.

Globalement en Ardenne, les communautés aviaires ont vu leur richesse spécifique, leurs effectifs et leur valeur conservatoire augmenter depuis le début des actions de restauration. Les espèces peu abondantes sont en augmentation alors que les espèces très communes comme le Pinson des arbres et le Rougegorge familier sont en régression. Par ailleurs, les espèces généralistes sont majoritairement en déclin tandis que bon nombre d'espèces spécialistes se portent bien et ce, notamment grâce aux projets de restauration. Le maintien et/ou la restauration de milieux abritant des espèces spécialistes est donc primordial afin d'éviter le phénomène d'homogénéisation observé à l'échelle wallonne et européenne. En outre, les assemblages d'espèces se sont modifiés au cours du temps, comprenant une proportion d'espèces méridionales de plus en plus importante. Ceci semble contradictoire par rapport aux attentes des actions de restaurations favorisant les communautés des tourbières, censées être des communautés à caractères plus septentrionale. Ce phénomène est probablement lié aux changements climatiques poussant les espèces méridionales à occuper des territoires plus au nord.

Au sein même des projets LIFE, les assemblages se sont rapidement modifiés après les travaux. Les communautés au préalable forestières sont devenues en quelques années seulement des communautés principalement composées d'espèces typiques des landes et milieux associés. Les espèces indicatrices de ces milieux ont quelque peu changé également, de nouvelles espèces indicatrices sont apparues. C'est notamment le cas d'espèces ciblées par le projet, preuve du succès des travaux. Ces derniers semblent avoir été également favorables aux espèces des milieux ouverts. Leur tendance est à la hausse dans les sites restaurés alors qu'elles sont en déclin ailleurs en Wallonie et en Europe. C'est le cas pour le Pipit farlouse, espèce en déclin marqué partout ailleurs.

L'intérêt de programmes de restauration de grande envergure est indéniable. Outre les effets positifs pour les espèces ciblées, ces projets de restauration ont un effet important sur les espèces d'oiseaux nicheurs communs et permettent même d'inverser certaines tendances à l'échelle d'une région naturelle. Il est donc primordial de cibler les habitats les plus intéressants lors d'un projet de restauration afin qu'il puisse avoir un impact positif à diverses échelles.

Les effets des projets LIFE de restauration des tourbières et milieux associés sont donc connus pour les espèces à haute valeur conservatoire, ciblées par les projets, mais aussi pour la plupart des espèces nicheuses communes. La question pourrait se poursuivre en évaluant les bénéfices de ces projets de restauration pour l'avifaune migratrice ou même pour l'avifaune hivernante.

Il reste à souligner l'importance de programmes de suivi comme SOCWAL. Ce programme permet la collecte d'un nombre considérable de données utilisées par la suite pour calculer des indicateurs de l'état de l'environnement. Dans un contexte de déclin global de la biodiversité, ces indicateurs doivent permettre la prise de décision en termes de conservation et protection de la nature.

7 Bibliographie

- Alderweireld M. et al., 2015. Inventaire forestier wallon. Résultats 1994 - 2012. *SPW, DGO3, DNF, Dir. des Ressources For. Jambes*, 236.
- Aves, Aves: Aves, pôle ornithologique de Natagora, association de protection de la nature. <http://www.aves.be/>, (30/7/2018).
- Aves, 2010. Notice à l'intention des collaborateurs - SOCWAL.
- Bogaart P., van der Loo M. & Pannekoek J., 2018. Package "rtrim", Trends and Indices for Monitoring Data.
- Borcard D., François G. & Legendre P., 2011. *Numerical Ecology with R* Springer. R. Gentleman, K. Hornik, & G. Parmigiani, eds.,
- Burnel A., 2010. Faucon crécerelle, *Falco tinnunculus*. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 190–191.
- Canterbury G.E. et al., 2000. Birds communities and habitats as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conserv. Biol.*, **14**(2), 544–558.
- Clergeau P. et al., 2005. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes.
- Collard A., Poncin P. & Ghiette P., 2017. *Etude comparative dans le temps et l'espace de plans d'eau d'âges différents dans les Hautes-Fagnes: le cas de la sarcelle d'hiver (Anas crecca)*. ULiège - Gembloux Agro Bio Tech.
- Cristofoli S. & Mahy G., 2010. Colonisation credit in recent wet heathland butterfly communities. *Insect Conserv. Divers.*, **3**(2), 83–91.
- Cubizolle H. & Sacca C., 2004. *La conservation des tourbières. Enjeux patrimoniaux, modalités de gestion et jeux d'acteurs*,
- Davey C.M. et al., 2013. Impact of climate change on communities: revealing species' contribution.
- Davey C.M. et al., 2012. Rise of the generalists: evidence for climate driven homogenization in avian communities.
- Delvaux J. & Galoux A., 1962. *Les territoires écologiques du Sud-Est Belge*, Bruxelles: ULB, Centre d'écologie générale.
- Derouaux A. & Paquet J., 2018. L'évolution préoccupante des populations d'oiseaux nicheurs en Wallonie : 28 ans de surveillance de l'avifaune commune.
- Devictor V. et al., 2008. Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, **275**(1652), 2743–2748.
- Devictor V. et al., 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nat. Clim. Chang.*, **2**(2), 121–124.
- Devictor V. & Jiguet F., 2006. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats.
- Donald P.F. et al., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000.
- Donald P.F., Green R.E. & Heath M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.*, **268**(1462), 25–29.

- Dufrêne M. et al., 2011. Bilan du monitoring des libellules dans les sites restaurés par le projet LIFE “Tourbières” sur le Plateau de Saint-Hubert. , 37–54.
- Dufrêne M., 1992. Biogéographie et Écologie des Communautés de Carabidae en Wallonie. , 288.
- Dufrêne M. et al., 2015. Le méta-projet de restauration des tourbières de Haute-Ardenne. *Les amis la Fagne*, **300**, 1–42.
- Dufrêne M. & Legendre P., 1997. Species Assemblage and Indicator Species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.*, **67**(3), 345–366.
- van der Elst D., 2010. Fauvette grisette, *Sylvia communis*. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 356–357.
- van der Elst D., 2013. La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* sur le plateau de Saint-Hubert. *Aves*, **50**(3), 155–167.
- European Bird Census Council, 2017. Trends of common birds in Europe, 2017 update | <http://ebcc.birdlife.cz/trends-of-common-birds-in-europe-2017-update/>, (29/7/2018).
- Frankard P., 2007. Les potentialités d'accueil de la vie sauvage en milieux humides et aquatiques. Les milieux tourbeux. In: *Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. 11.
- FRB, 2018. Principaux messages et chiffres des rapports régionaux de l'IPBES. , 1–16.
- Gailly R., 2013. *Impact des plantations de sapins de Noël sur l'avifaune des milieux ouverts en Ardenne Occidentale*. ULiège, Gembloux Agro Bio-Tech.
- Gregory R.D. et al., 2005. Developing indicators for European birds. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, **360**(1454), 269–288.
- Hagemeyer W.J.M.H. & Blair M.J., 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance* T & AD Poy., London.
- Heltshel J.F. & Forrester N.E., 1983. Estimating Species Richness Using the Jackknife Procedure. *Biometrics*, **39**(1), 1–11.
- Inger R. et al., 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecol. Lett.*, **18**(1), 28–36.
- IRM, 2018. Statistiques climatiques des communes belges, Saint-Hubert (ins 84059). , 1–6.
- IUCN, 2018. La Liste rouge mondiale des espèces menacées. <http://uicn.fr/liste-rouge-mondiale/>, (25/6/2018).
- Iweps, 2018. Utilisation du sol en Wallonie. <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/utilisation-du-sol/>, (3/8/2018).
- Jacob, Jean-Paul; Paquet, Jean-Yves; Dambiermont J.-L., 2010. Chapitre 3. Présentation générale des résultats et évolution de l'avifaune nidificatrice. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 60–79.
- Jacob, Jean-Paul; Vieuxtemps D., 2010. Torcol fourmilier, *Jynx torquilla*. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 262–263.
- Jacob J.-P., 2010a. Alouette lulu, *Lullula arborea*. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 276–277.
- Jacob J.-P., 2010b. Chapitre 1. La Wallonie. Repères géographiques. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 14–35.
- Jacob J.-P., 2010c. Coucou gris, *Cuculus canorus*. In: *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 238–239.

- Jacob J.-P., 2010d. Pipit des arbres. *In: Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 286–287.
- Jacob J.-P., 2010e. Pipit farlouse, *Anthus pratensis*. *In: Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 288–289.
- Jacob J.-P., 2010f. Pouillot fitis, *Phylloscopus trochilus*. *In: Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 362–363.
- Jacob J.-P., Paquet J.-Y. & Loly P., 2010. Locustelle tachetée, *Locustella naevia*. *In: Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 334–335.
- Laudelout A. & Paquet J.-Y., 2014. Les changements climatiques et les oiseaux : synthèse et impacts sur l'avifaune wallonne. *Aves*, **51**(4), 193–215.
- Lecomte H., 2017. La forêt wallonne en quelques chiffres. *In: Le Grand Livre de La Forêt*. Namur: Forêt Wallonne asbl, 37–46.
- Ledant J.-P. et al., 1988. *Contribution pour un système européen de surveillance des populations d'oiseaux*, Bruxelles.
- Legendre P. & Legendre L., 2012a. Cluster analysis. *In: Numerical E.* 337–424.
- Legendre P. & Legendre L., 2012b. Ecological resemblance. *In: Numerical Ecology.* 265–335.
- Legendre P. & Legendre L., 2012c. Ordination in reduced space. *In: Numerical Ecology.* 425–520.
- LifeWatch, L'infrastructure Lifewatch en Belgique. <http://www.lifewatch.be/fr/project-infrastructure-lifewatch-en-belgique>, (3/8/2018).
- Manneville O. et al., 2006. *Le monde des tourbières et des marais - France, Suisse, Belgique, Luxembourg* Delachaux., Paris.
- Marcon E., 2015. Mesures de la Biodiversité.
- McKinney M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.*, **127**(3), 247–260.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human well-being : Synthesis*, Washington DC.
- Natuurpunt, Natuurpunt. <https://www.natuurpunt.be/>, (7/8/2018).
- Newton I., 2017. *Farming and Birds*, London: The New Naturalist Library, William Collins.
- Pannekoek J. & van Strien A., 2005. TRIM 3 Manual (TRends & Indices for Monitoring data). , (February).
- Paquet J.-Y. et al., 2017. Espèces Natura 2000 en Wallonie : quels effets pour les populations d'oiseaux nicheurs depuis la désignation des sites ? *Aves*, **54**(3), 97–122.
- Paquet J.-Y., Jacob J.-P., et al., 2010. Les tendances des populations d'oiseaux communs en Wallonie de 1990 à 2009.
- Paquet J.-Y., 2010. Tarier pâtre. *In: Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 318–319.
- Paquet J.-Y. & Jacob J.-P., 2010. Chapitre 4. Liste rouge 2010 des oiseaux nicheurs. *In: Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux: Aves et Région wallonne, 80–95.
- Parkinson D., 2010. Plateau des Tailles: Réponse positive des libellules suite aux travaux de restauration du projet Life. *Les Nat. belges*, **91**, 55–67.
- Van Der Perre R. et al., 2015. La carte bioclimatique de Wallonie : un nouveau découpage écologique

- du territoire pour le choix des essences forestières. *Forêt-Nature*, **135**, 47–58.
- Poncin P., Loneux M. & Vangeluwe D., 2017. *Contribution au sauvetage des Tétrasyres des Hautes-Fagnes*. Note de Presse 10/05/2017,
- Pons P. et al., 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodivers. Conserv.*, **12**(9), 1843–1860.
- Robinson R.A. & Shutherland W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain . J Appl Ecol Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. e*, **39**(May), 157–176.
- SPW, 2018. Des réserves naturelles supplémentaires en Hautes-Fagnes | Portail de la Wallonie. <http://www.wallonie.be/fr/actualites/des-reserves-naturelles-supplementaires-en-hautes-fagnes>, (30/7/2018).
- SPW et al., 2017. Rapport sur l'état de l'environnement wallon 2017 (REEW 2017). , 368.
- Tilman D. et al., 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, **546**(7656), 73–81.
- Van Turnhout C.A.M. et al., 2007. Scale-dependent homogenization: Changes in breeding bird diversity in the Netherlands over a 25-year period. *Biol. Conserv.*, **134**(4), 505–516.
- Vickery J. & Arlettaz R., 2012. The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. In: C. U. Press, ed. *Birds and habitat : relationships in changing landscapes*. Cambridge, 177–204.
- Le Viol I. et al., 2012. *Conservation biology More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna*, <http://lme4.r-forge.r-project.org/book/>, (30/7/2018).
- Weber T.C., Blank P.J. & Sloan A., 2008. Field validation of a conservation network on the eastern shore of Maryland, USA, using breeding birds as bio-indicators. *Environ. Manage.*, **41**(4), 538–550.

Annexes

Tables des Annexes

Annexe 1 : Structure du jeu de données initial, nombre de passages par point d'écoute et par année.	2
Annexe 2 : Liste des espèces prises en compte dans les analyses.....	31
Annexe 3 : Richesses spécifiques totale observée, totale estimée et ponctuelle pour l'Ardenne.....	36
Annexe 4 : Richesse spécifique totale observée, totale estimée et ponctuelle pour les sites LIFE.....	37
Annexe 5 : Abondance ponctuelle et indices de diversité de Shannon et de Berger-Parker pour l'Ardenne.....	38
Annexe 6 : Abondance ponctuelle et indices de diversité de Shannon et de Berger-Parker pour les sites LIFE.....	39
Annexe 7 : Indices de valeur conservatoire, d'homogénéisation biotique et de température des communautés pour l'Ardenne.....	40
Annexe 8 : Indices de valeur conservatoire, d'homogénéisation biotique et de température des communautés pour les sites LIFE.....	41

Annexe 1 : Structure du jeu de données initial, nombre de passages par point d'écoute et par année.

LIFE	Code	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Non	PE_506.01		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.02		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.03		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.04		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.05		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.11		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.12		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.13		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.14		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_506.15		2	1	1		1	1	1	1	1																			2
Non	PE_601.01		1																											
Non	PE_604.04	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.05	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.06	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.07	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.08	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.09	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.10	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.11	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.12	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.13	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_604.14	1	1	1	1	1	1	1	1																					
Non	PE_605.01	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.02	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.03	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.04	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.05	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.06	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.07	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.08	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.09	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.10	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.11	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2							1	2	2	2									
Non	PE_605.12	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2							1	2	2	2									

Non	PE_802.07	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	
Non	PE_802.08	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Non	PE_802.09	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Non	PE_802.10	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Non	PE_802.11	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Non	PE_802.15	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1							
Non	PE_803.03	1	1	1	1	1	1			1	1			1	1					1	1		1		1	1		1	
Non	PE_803.04	1	1	1	1	1	1			1	1			1	1					1	1								
Non	PE_803.05	1	1	1	1	1	1			1	1			1	1					1	1		1		1	1		1	
Non	PE_803.14	1	1	1		1	1			1	1			1	1														
Non	PE_803.18																							1		1	1		1
Non	PE_803.19																							1		1	1		1
Non	PE_803.20																							1		1	1		1
Non	PE_803.24																							1		1	1		1
Non	PE_803.25																							1		1	1		1
Non	PE_804.01	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2											2
Non	PE_804.02	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2											2
Non	PE_804.03	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2											2
Non	PE_804.13	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2											2
Non	PE_804.14	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2											2
Non	PE_804.15	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2											2
Non	PE_805.09			1	1	1	1	1		1	1	1																	
Non	PE_806.01																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.02																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.03																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.04																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.05																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.06																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.07																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.08																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.09																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.10																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.11																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.12																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.13																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.14																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_806.15																			2	2	2	2	2	2	2	2	2	1
Non	PE_807.01	1		1																									1

Non	PE_812.04	1	1				
Non	PE_812.05	1	1				
Non	PE_812.06	1	1				
Non	PE_812.07	1	1				
Non	PE_812.08	1	1				
Non	PE_812.09	1	1				
Non	PE_812.10	1	1				
Non	PE_812.11	1	1				
Non	PE_812.12	1	1				
Non	PE_812.13	1	1				
Non	PE_814.01	2					
Non	PE_814.02	2					
Non	PE_814.03	2					
Non	PE_814.04	2					
Non	PE_814.05	2					
Non	PE_814.06	2					
Non	PE_814.07	2					
Non	PE_814.08	2					
Non	PE_814.09	2					
Non	PE_814.10	2					
Non	PE_814.11	2					
Non	PE_814.12	2					
Non	PE_814.13	2					
Non	PE_814.14	2					
Non	PE_814.15	2					
Non	PE_817.01						1
Non	PE_819.01	2	2		1		2
Non	PE_819.02	2	2		1		2
Non	PE_819.03	2	2		1		2
Non	PE_819.04	2	2		1		2
Non	PE_819.05	2	2		1		2
Non	PE_819.06	2	2		1		2
Non	PE_819.07	2	2		1		2
Non	PE_819.08	2	2		1		2
Non	PE_819.09	2	2		1		2
Non	PE_819.10	2	2		1		2
Non	PE_819.11	2	2		1		2
Non	PE_819.12	2	2		1		2

Oui	PE_857.01	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.03	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.04	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.05	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.07	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.08	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.09	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.10	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.11	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.13	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.14	2	2	2	2	2		2		1	1	2
Oui	PE_857.15	2	2	2	2	2		1		1	1	2
Oui	PE_862.01				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.02				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.03				2	2	1	2				2
Oui	PE_862.04				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.05				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.06				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.07				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.08				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.09				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.10				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.11				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.12				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.13				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.14				2	2	2	2				2
Oui	PE_862.15				2	2	2	2				2
Oui	PE_863.01				2	2	2	2				
Oui	PE_863.02				2	2	2	2				
Oui	PE_863.03				2	2	2	2				
Oui	PE_863.04				2	2	2	2				
Oui	PE_863.05				2	2	2	2				
Oui	PE_863.06				2	2	2	2				
Oui	PE_863.07				2	2	2	2				
Oui	PE_863.08				2	2	2	2				
Oui	PE_863.09				2	2	2	2				
Oui	PE_863.10				1	1						
Oui	PE_863.11				2	2	1	1				

Oui	PE_868.07						1	1		
Oui	PE_868.08						1	1		
Oui	PE_868.09						1	1		
Oui	PE_868.10						1	1		
Oui	PE_868.11						1	1		
Oui	PE_868.12						1	1		
Oui	PE_868.13						1	1		
Oui	PE_868.14						1	1		
Oui	PE_870.01						2			
Oui	PE_870.02						2			
Oui	PE_870.09						2			
Oui	PE_870.10						2			
Oui	PE_870.11						2			
Oui	PE_872.06			2	2	2				1
Oui	PE_872.07			1	2	2				1
Oui	PE_873.01						1	1	1	
Oui	PE_873.02						1	1	1	
Oui	PE_873.03						1	1	1	
Oui	PE_873.04						1	1	1	
Oui	PE_873.05						1	1	1	
Oui	PE_873.06						1	1	1	
Oui	PE_873.07						1	1	1	
Oui	PE_873.08						1	1	1	
Oui	PE_873.09						1	1	1	
Oui	PE_873.10						1	1	1	
Oui	PE_873.11						1	1	1	
Oui	PE_873.12						1	1	1	
Oui	PE_873.13						1	1	1	
Oui	PE_874.01						1		1	
Oui	PE_874.02						1		1	
Oui	PE_874.03						1		1	
Oui	PE_874.04						1		1	
Oui	PE_874.05						1		1	
Oui	PE_874.06						1		1	
Oui	PE_874.07						1		1	
Oui	PE_874.08						1		1	
Oui	PE_874.09						1		1	
Oui	PE_874.10						1		1	

Oui	PE_889.03	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.04	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.05	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.06	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.07	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.08	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.09	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_889.10	1	2	2	2	2	2		
Oui	PE_890.01	1	1						
Oui	PE_890.02	1	1						
Oui	PE_890.07	1	1						
Oui	PE_890.08	1	1						
Oui	PE_890.09	1	1						
Oui	PE_890.10	1	1						
Oui	PE_890.11	1	1						
Oui	PE_891.03		2						
Oui	PE_891.04		2						
Oui	PE_891.05		2						
Oui	PE_891.06		1						
Oui	PE_892.02					1	1		
Oui	PE_892.03					1			
Oui	PE_892.04					1			
Oui	PE_892.05					1			
Oui	PE_892.06					1			
Oui	PE_892.07					1			
Oui	PE_892.08					1			
Oui	PE_892.09					1			
Oui	PE_893.06	1	1			1	1	1	
Oui	PE_893.07	1	1			1	1	1	
Oui	PE_893.08	1	1			1	1	1	
Oui	PE_893.09	1	1			1	1	1	
Oui	PE_893.10	1	1			1	1	1	
Oui	PE_894.01	1	2	2	2	2	2	1	2
Oui	PE_894.09	1	2	2	2	2	1	1	2
Oui	PE_894.10	1	2	2				1	2
Oui	PE_894.11	1	2	2	2		1	2	2
Oui	PE_894.12	1	2	2	2		1	2	2
Oui	PE_895.02	2	1	1	1	1	1	1	

Oui	PE_895.03	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.04	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.05	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.06	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.07	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.08	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.09	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.11	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.12	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.13	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.14	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895.15	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_895/10	2	1	1	1	1	1
Oui	PE_896.01		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.02		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.03		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.04		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.05		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.06		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.07		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.08		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.09		2	2	1	2	2
Oui	PE_896.10		2	2	1	2	2
Oui	PE_897.01		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.02		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.03		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.04		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.05		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.06		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.07		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.08		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.09		2	2	1	1	2
Oui	PE_897.11		2	2	1	1	

Annexe 2 : Liste des espèces prises en compte dans les analyses

Nom français	Nom scientifique	Code Euring	Statut Liste rouge	Valeur conservatoire	STI	SSI	Spécialisation de l'habitat
Autour des palombes	Accipiter gentilis	2670	LC	1	11.79	3.01	-
Épervier d'Europe	Accipiter nisus	2690	LC	1	11.95	2.56	Généraliste
Rousserolle verderolle	Acrocephalus palustris	12500	LC	1	12.22	3.64	Spécialiste
Mésange à longue queue	Aegithalos caudatus	14370	LC	1	12.68	2.66	Généraliste
Alouette des champs	Alauda arvensis	9760	NT	2	12.22	3.31	Agricole
Martin-pêcheur d'Europe	Alcedo atthis	8310	NT	2	13.65	5.69	-
Sarcelle d'hiver	Anas crecca	1840	CR	16	10.03	4.91	-
Canard colvert	Anas platyrhynchos	1860	LC	1	11.85	3.59	Spécialiste
Pipit farlouse	Anthus pratensis	10110	VU	4	9.93	2.67	Agricole
Pipit des arbres	Anthus trivialis	10090	NT	2	11.26	2.54	Forestière
Martinet noir	Apus apus	7950	LC	1	12.53	3.89	Urbaine
Héron cendré	Ardea cinerea	1220	LC	1	12.63	2.44	Autres
Buse variable	Buteo buteo	2870	LC	1	12.75	-	Généraliste
Linotte mélodieuse	Carduelis cannabina	16600	NT	2	13.25	2.59	Généraliste
Chardonneret élégant	Carduelis carduelis	16530	LC	1	13.59	3.22	Agricole
Verdier d'Europe	Carduelis chloris	16490	LC	1	12.66	3.22	Généraliste
Sizerin flammé	Carduelis flammea	16630	VU	4	8.24	2.81	-
Tarin des aulnes	Carduelis spinus	16540	LC	1	10.17	9.85	-
Grimpereau des jardins	Certhia brachydactyla	14870	LC	1	14.15	2.92	Forestière
Grimpereau des bois	Certhia familiaris	14860	LC	1	11.05	2.85	Forestière
Petit gravelot	Charadrius dubius	4690	NT	2	12.81	3.66	-

Cigogne noire	Ciconia nigra	1310	VU	4	13.09	3.11	-
Cinle plongeur	Cinclus cinclus	10500	LC	1	11.15	9.85	-
Busard Saint-Martin	Circus cyaneus	2610	EN	8	10.71	3.93	-
Grosbec casse-noyaux	Coccothraustes coccothraustes	17170	LC	1	13.04	2.91	Forestière
Pigeon colombin	Columba oenas	6680	LC	1	12.36	2.05	Généraliste
Pigeon ramier	Columba palumbus	6700	LC	1	12.26	2.63	Agricole
Grand corbeau	Corvus corax	15720	VU	4	11.79	3.98	-
Corneille noire	Corvus corone	15670	LC	1	12.21	2.94	Généraliste
Corbeau freux	Corvus frugilegus	15630	LC	1	12.68	3.33	Agricole
Choucas des tours	Corvus monedula	15600	LC	1	13.00	2.98	Généraliste
Caille des blés	Coturnix coturnix	3700	LC	1	13.74	4.22	-
Coucou gris	Cuculus canorus	7240	VU	4	12.22	1.83	Généraliste
Mésange bleue	Cyanistes caeruleus	14620	LC	1	12.78	-	Forestière
Hirondelle de fenêtre	Delichon urbicum	10010	LC	1	12.47	4.36	-
Pic épeiche	Dendrocopos major	8760	LC	1	12.14	2.94	Généraliste
Pic mar	Dendrocopos medius	8830	LC	1	13.24	4.36	Forestière
Pic épeichette	Dendrocopos minor	8870	LC	1	11.56	4.38	Forestière
Pic noir	Dryocopus martius	8630	LC	1	11.02	5.11	Forestière
Bruant jaune	Emberiza citrinella	18570	LC	1	11.52	3.30	Agricole Zone humide
Bruant des roseaux	Emberiza schoeniclus	18770	NT	2	11.28	4.58	intérieure
Rougegorge familier	Erithacus rubecula	10990	LC	1	12.07	2.48	Généraliste
Faucon pèlerin	Falco peregrinus	3200	VU	4	12.72	2.36	-
Faucon hobereau	Falco subbuteo	3100	NT	2	12.71	2.74	-
Faucon crécerelle	Falco tinnunculus	3040	LC	1	12.56	2.42	Agricole

Gobemouche noir	Ficedula hypoleuca	13490	LC	1	10.45	4.36	-
Pinson des arbres	Fringilla coelebs	16360	LC	1	12.38	2.77	Généraliste
Foulque macroule	Fulica atra	4290	LC	1	12.99	5.15	-
Bécassine des marais	Gallinago gallinago	5190	CR	16	10.18	5.63	-
Gallinule poule d'eau	Gallinula chloropus	4240	LC	1	13.43	4.91	Autres
Geai des chênes	Garrulus glandarius	15390	LC	1	12.51	3.55	Forestière
Hypolaïs icterine	Hippolais icterina	12590	NT	2	11.23	3.23	Forestière
Hypolaïs polyglotte	Hippolais polyglotta	12600	LC	1	15.12	3.17	Autres
Hirondelle rustique	Hirundo rustica	9920	LC	1	12.51	3.29	Agricole
Torcol fourmilier	Jynx torquilla	8480	EN	8	11.93	3.90	-
Pie-grièche écorcheur	Lanius collurio	15150	LC	1	12.67	3.41	Agricole
Pie-grièche grise	Lanius excubitor	15200	VU	4	11.38	3.87	-
Locustelle tacheté	Locustella naevia	12360	LC	1	11.69	3.91	Autres
Mésange huppée	Lophophanes cristatus	14540	LC	1	11.77	6.89	Forestière
Bec-croisé des sapins	Loxia curvirostra	16660	LC	1	10.54	7.03	-
Alouette lulu	Lullula arborea	9740	VU	4	13.63	2.54	-
Rosignol philomèle	Luscinia megarhynchos	11040	NT	2	14.73	2.58	Forestière
Milan noir	Milvus migrans	2380	EN	8	13.57	2.57	-
Milan royal	Milvus milvus	2390	VU	4	13.69	2.66	-
Bergeronnette grise	Motacilla alba	10200	LC	1	12.04	2.49	Généraliste
Bergeronnette des ruisseaux	Motacilla cinerea	10190	LC	1	13.12	9.85	Autres
Bergeronnette printanière	Motacilla flava	10170	LC	1	12.24	3.70	Agricole
Gobemouche gris	Muscicapa striata	13350	LC	1	12.26	2.30	Forestière
Cassenoix moucheté	Nucifraga caryocatactes	15570	LC	1	10.69	6.88	-

Loriot d'Europe	Oriolus oriolus	15080	VU	4	13.61	2.51	Forestière
Mésange charbonnière	Parus major	14640	LC	1	12.43	2.44	Généraliste
Moineau domestique	Passer domesticus	15910	LC	1	12.28	2.30	Urbaine
Moineau friquet	Passer montanus	15980	NT	2	13.15	3.34	Agricole
Mésange noire	Periparus ater	14610	LC	1	11.93	3.60	Forestière
Bondrée apivore	Pernis apivorus	2310	LC	1	11.96	5.60	-
Rougequeue noir	Phoenicurus ochruros	11210	LC	1	13.39	3.40	Urbaine
Rougequeue à front blanc	Phoenicurus phoenicurus	11220	NT	2	11.35	2.39	Forestière
Pouillot véloce	Phylloscopus collybita	13110	LC	1	11.95	2.89	Forestière
Pouillot siffleur	Phylloscopus sibilatrix	13080	LC	1	11.35	2.91	Forestière
Pouillot fitis	Phylloscopus trochilus	13120	LC	1	10.44	3.74	Généraliste
Pie bavarde	Pica pica	15490	LC	1	12.24	2.61	Généraliste
Pic cendré	Picus canus	8550	EN	8	11.91	4.34	-
Pic vert	Picus viridis	8560	LC	1	13.01	2.36	Forestière
Grèbe huppé	Podiceps cristatus	90	LC	1	12.65	4.38	-
Mésange boréale	Poecile montanus	14420	NT	2	10.20	3.14	Forestière
Mésange nonnette	Poecile palustris	14400	LC	1	12.34	3.72	Forestière
Accenteur mouchet	Prunella modularis	10840	LC	1	10.96	2.07	Forestière
Bouvreuil pivoine	Pyrrhula pyrrhula	17100	LC	1	10.79	3.68	Forestière
Roitelet à triple bandeau	Regulus ignicapilla	13150	LC	1	13.53	3.26	Forestière
Roitelet huppé	Regulus regulus	13140	LC	1	10.82	4.80	Forestière
Hirondelle de rivage	Riparia riparia	9810	NT	2	11.98	3.68	-
Tarier des prés	Saxicola rubetra	11370	CR	16	11.30	3.70	-
Tarier pâtre	Saxicola torquatus	11390	LC	1	14.14	2.82	Agricole
Serin cini	Serinus serinus	16400	VU	4	14.15	2.42	-

Sittelle d'Europe	<i>Sitta europaea</i>	14790	LC	1	12.84	3.22	Forestière
Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	6840	LC	1	12.95	2.69	Urbaine
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	6870	VU	4	13.93	2.47	Agricole
Étourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	15820	LC	1	11.79	3.10	Agricole
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	12770	LC	1	12.67	2.64	Généraliste
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	12760	LC	1	11.33	2.93	Forestière
Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	12750	LC	1	12.68	4.00	Agricole
Fauvette babillarde	<i>Sylvia curruca</i>	12740	LC	1	11.56	2.47	Agricole
Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	70	LC	1	13.53	6.89	-
Tétras lyre	<i>Tetrao tetrix</i>	3320	CR	16	8.96	3.54	-
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	10660	LC	1	12.27	2.16	Généraliste
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	11870	LC	1	12.63	2.23	Généraliste
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	12000	LC	1	11.39	2.51	Généraliste
Grive litorne	<i>Turdus pilaris</i>	11980	NT	2	10.05	4.85	Agricole
Merle à plastron	<i>Turdus torquatus</i>	11860	CR	16	9.01	3.18	-
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	12020	LC	1	11.98	3.14	Généraliste
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	4930	LC	1	11.48	4.85	Agricole

Annexe 3 : Richesses spécifiques totale observée, totale estimée et ponctuelle pour l'Ardenne

Année	Nombre de points	Richesse observée	Richesse totale estimée		Exhaustivité (%)	Richesse ponctuelle			
			Jack 1	Jack 1 SE		Moyenne	Ecart type	Min	Max
1990	430	89	93.99	2.23	94.7	11.0	4.30	1	24
1991	361	88	90.99	1.73	96.7	11.8	4.38	3	23
1992	400	91	103.97	3.60	87.5	9.2	4.28	1	21
1993	319	84	90.98	2.64	92.3	9.9	4.53	1	21
1994	264	85	96.95	3.45	87.7	10.6	4.26	2	22
1995	291	88	95.97	2.82	91.7	9.6	4.02	1	21
1996	276	88	100.95	4.35	87.2	11.0	4.64	1	24
1997	306	87	97.96	3.86	88.8	10.2	4.09	2	21
1998	288	84	95.96	3.45	87.5	9.2	4.17	1	21
1999	259	82	93.95	3.73	87.3	9.8	4.60	1	24
2000	196	83	93.94	3.59	88.4	9.4	4.47	1	19
2001	129	70	81.91	3.97	85.5	9.9	4.21	1	21
2002	146	77	92.89	4.22	82.9	9.3	3.96	1	21
2003	196	78	89.94	3.45	86.7	10.2	3.97	2	20
2004	175	78	91.92	4.45	84.9	10.3	4.16	1	20
2005	221	83	90.96	2.82	91.2	11.3	4.59	2	25
2006	182	85	98.92	3.98	85.9	10.1	3.83	2	24
2007	253	86	94.96	2.99	90.6	12.8	4.64	1	27
2008	270	93	111.93	4.78	83.1	12.3	4.16	2	26
2009	245	82	89.97	2.82	91.1	11.2	3.92	1	23
2010	327	94	102.97	2.99	91.3	14.1	4.59	3	29
2011	346	96	110.96	4.35	86.5	11.2	4.32	2	24
2012	355	89	96.98	2.82	91.8	12.1	4.18	2	25
2013	378	91	96.98	2.44	93.8	11.1	4.01	3	23
2014	341	88	93.98	2.44	93.6	12.2	4.52	1	30
2015	359	91	97.98	2.99	92.9	11.6	4.56	2	26
2016	296	91	103.96	3.59	87.5	11.1	4.27	2	24
2017	270	86	92.97	2.64	92.5	11.7	4.55	3	29
2018	343	94	101.98	2.82	92.2	12.6	3.96	3	23

Annexe 4 : Richesse spécifique totale observée, totale estimée et ponctuelle pour les sites LIFE

Année	Nombre de points	Richesse observée	Richesse totale estimée		Exhaustivité (%)	Richesse ponctuelle			
			Jack 1	Jack 1 SE		Moyenne	Ecart type	Min	Max
1990	81	54	62.89	3.83	85.9	7.9	3.38	1	16
1991	71	61	78.75	4.63	77.5	8.0	3.49	3	17
1992	95	56	71.83	3.96	78.0	6.2	3.56	1	17
1993	91	60	73.85	4.20	81.3	6.9	3.92	1	19
1994	81	58	74.79	4.31	77.6	7.2	3.60	2	19
1995	73	55	69.79	4.07	78.8	6.3	2.76	1	15
1996	63	55	72.71	4.83	75.6	6.7	2.94	1	19
1997	70	58	73.77	5.77	78.6	7.4	2.23	2	14
1998	79	52	69.77	4.84	74.5	6.1	2.77	1	12
1999	68	46	55.85	3.42	82.4	6.1	2.63	1	15
2000	63	52	69.71	4.83	74.6	6.2	3.29	1	15
2001	34	44	53.71	3.65	81.9	7.7	3.35	3	15
2002	42	52	64.69	4.04	80.4	8.3	3.69	1	16
2003	69	56	64.87	3.27	86.3	8.2	3.88	2	20
2004	57	56	74.67	5.49	75.0	7.2	3.27	1	15
2005	89	65	75.88	3.57	85.7	10.9	5.46	2	25
2006	74	65	77.82	3.82	83.5	11.1	4.21	4	24
2007	93	65	74.89	3.13	86.8	13.5	4.74	2	27
2008	90	62	71.89	3.13	86.2	12.3	5.16	2	26
2009	80	60	66.91	2.97	89.7	12.1	3.54	4	20
2010	155	81	88.95	3.14	91.1	12.9	5.39	3	29
2011	178	81	94.92	4.22	85.3	11.8	4.41	2	22
2012	171	76	84.95	2.98	89.5	11.6	4.44	2	25
2013	175	84	93.94	3.72	89.4	11.1	4.32	4	23
2014	166	82	92.93	3.59	88.2	12.0	5.28	1	30
2015	172	83	98.91	5.63	83.9	11.2	5.05	2	26
2016	124	83	95.90	3.58	86.6	12.3	4.27	4	24
2017	128	75	82.94	3.44	90.4	11.5	5.16	3	27
2018	111	77	93.85	4.55	82.0	12.3	3.12	6	20

Annexe 5 : Abondance ponctuelle et indices de diversité de Shannon et de Berger-Parker pour l'Ardenne

Année	Nombre de points	Nombre d'individu par point				Shannon				Berger-Parker			
		Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max
1990	430	18.6	9.31	1	75	2.153	0.460	0.000	3.035	0.242	0.124	0.071	1.000
1991	361	20.6	12.37	3	105	2.199	0.453	0.515	3.016	0.237	0.133	0.087	0.893
1992	400	14.1	7.75	1	44	1.971	0.557	0.000	2.811	0.268	0.162	0.087	1.000
1993	319	15.8	8.83	1	58	2.018	0.550	0.000	2.992	0.264	0.154	0.077	1.000
1994	264	17.4	8.62	2	53	2.122	0.499	0.500	3.003	0.240	0.132	0.087	0.800
1995	291	15.3	8.89	1	71	2.006	0.525	0.000	2.904	0.265	0.154	0.091	1.000
1996	276	17.7	10.75	3	80	2.158	0.487	0.000	2.985	0.234	0.133	0.067	1.000
1997	306	16.8	9.76	2	83	2.066	0.458	0.338	2.908	0.260	0.136	0.067	0.939
1998	288	14.4	8.78	1	80	1.974	0.552	0.000	2.921	0.267	0.162	0.087	1.000
1999	259	16.6	11.63	2	112	2.015	0.534	0.000	3.076	0.264	0.152	0.065	1.000
2000	196	14.5	8.53	2	47	1.968	0.591	0.000	2.823	0.275	0.174	0.083	1.000
2001	129	14.9	7.48	1	35	2.109	0.470	0.000	2.961	0.220	0.118	0.080	1.000
2002	146	14.3	6.95	2	36	2.021	0.505	0.000	2.892	0.251	0.139	0.083	1.000
2003	196	16.3	7.73	2	61	2.130	0.447	0.693	2.938	0.222	0.101	0.077	0.667
2004	175	17.4	11.73	2	91	2.103	0.480	0.000	2.921	0.234	0.129	0.071	1.000
2005	221	18.9	11.01	2	67	2.211	0.432	0.693	3.066	0.216	0.086	0.091	0.625
2006	182	16.6	9.16	2	69	2.088	0.418	0.637	3.034	0.252	0.114	0.107	0.754
2007	253	21.1	11.06	2	91	2.336	0.437	0.000	3.090	0.204	0.105	0.083	1.000
2008	270	19.7	8.70	3	57	2.318	0.384	0.637	3.144	0.200	0.091	0.083	0.667
2009	245	17.7	8.40	1	78	2.215	0.417	0.000	3.047	0.224	0.113	0.077	1.000
2010	327	23.5	10.60	5	75	2.334	0.453	0.608	3.149	0.200	0.103	0.077	0.857
2011	346	17.2	7.81	3	53	2.215	0.436	0.416	3.062	0.218	0.113	0.071	0.917
2012	355	19.2	8.89	2	70	2.314	0.379	0.693	3.110	0.197	0.085	0.067	0.575
2013	378	17.3	9.18	3	76	2.234	0.408	0.330	3.080	0.205	0.102	0.069	0.930
2014	341	19.5	9.65	1	68	2.306	0.439	0.000	3.315	0.198	0.104	0.064	1.000
2015	359	18.3	9.70	3	76	2.266	0.410	0.637	3.090	0.199	0.083	0.071	0.667
2016	296	17.5	9.76	4	98	2.219	0.418	0.377	2.998	0.203	0.093	0.083	0.875
2017	270	17.7	9.26	3	81	2.286	0.385	1.099	3.158	0.191	0.067	0.079	0.500
2018	343	19.8	7.96	4	63	2.335	0.376	0.769	3.015	0.203	0.096	0.087	0.843

Annexe 6 : Abondance ponctuelle et indices de diversité de Shannon et de Berger-Parker pour les sites LIFE

Année	Nombre de points	Nombre d'individu par point				Shannon				Berger-Parker			
		Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max
1990	81	13.7	6.79	1	31	1.824	0.483	0.000	2.699	0.304	0.139	0.120	1.000
1991	71	13.9	9.37	4	70	1.861	0.419	1.011	2.719	0.285	0.117	0.118	0.643
1992	95	9.3	6.02	1	31	1.546	0.623	0.000	2.733	0.371	0.212	0.120	1.000
1993	91	11.0	7.31	1	45	1.656	0.602	0.000	2.774	0.333	0.187	0.083	1.000
1994	81	10.8	5.65	3	31	1.751	0.504	0.500	2.791	0.308	0.147	0.125	0.800
1995	73	9.6	4.65	1	24	1.582	0.596	0.000	2.602	0.355	0.188	0.125	1.000
1996	63	9.5	4.22	3	26	1.734	0.476	0.000	2.865	0.302	0.162	0.100	1.000
1997	70	11.5	4.01	3	26	1.813	0.415	0.562	2.480	0.296	0.121	0.125	0.750
1998	79	8.9	4.52	2	22	1.599	0.568	0.000	2.379	0.339	0.196	0.125	1.000
1999	68	9.6	5.66	2	28	1.615	0.483	0.000	2.581	0.329	0.172	0.120	1.000
2000	63	8.1	3.90	2	19	1.580	0.616	0.000	2.653	0.357	0.217	0.105	1.000
2001	34	11.1	5.39	4	23	1.862	0.429	1.040	2.587	0.267	0.108	0.125	0.500
2002	42	12.4	5.16	4	26	1.892	0.599	0.000	2.716	0.293	0.200	0.083	1.000
2003	69	12.8	6.56	2	27	1.889	0.514	0.693	2.938	0.262	0.123	0.077	0.667
2004	57	10.6	6.32	2	27	1.800	0.503	0.000	2.623	0.265	0.144	0.105	1.000
2005	89	18.2	11.77	2	51	2.135	0.498	0.693	3.066	0.230	0.092	0.097	0.625
2006	74	18.2	9.15	4	43	2.202	0.393	1.154	3.034	0.225	0.088	0.107	0.571
2007	93	22.3	9.69	4	51	2.388	0.431	0.693	3.090	0.197	0.087	0.083	0.500
2008	90	19.5	9.63	3	52	2.273	0.501	0.637	3.144	0.218	0.114	0.083	0.667
2009	80	19.7	7.56	5	43	2.304	0.327	1.277	2.870	0.208	0.079	0.083	0.444
2010	155	22.2	11.46	5	75	2.331	0.459	0.608	3.149	0.203	0.105	0.088	0.857
2011	178	18.4	7.68	3	53	2.262	0.440	0.470	3.005	0.215	0.114	0.071	0.884
2012	171	18.8	8.82	2	49	2.247	0.403	0.693	3.110	0.214	0.086	0.071	0.556
2013	175	17.0	8.56	4	59	2.233	0.407	0.898	3.080	0.202	0.094	0.069	0.795
2014	166	18.9	10.14	1	48	2.264	0.531	0.000	3.315	0.203	0.127	0.064	1.000
2015	172	17.9	11.19	3	76	2.208	0.451	0.637	3.061	0.212	0.095	0.071	0.667
2016	124	19.8	8.55	6	45	2.336	0.370	1.221	2.998	0.186	0.070	0.083	0.500
2017	128	17.2	9.20	3	46	2.249	0.433	1.099	3.158	0.196	0.074	0.079	0.500
2018	111	18.7	5.85	8	39	2.357	0.292	1.589	2.877	0.194	0.077	0.091	0.500

Annexe 7 : Indices de valeur conservatoire, d'homogénéisation biotique et de température des communautés pour l'Ardenne

Année	Nombre de points	Indice de valeur conservatoire				Homogénéisation biotique				Indice de température des communautés			
		Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max
1990	430	5.69	2.78	0.60	22.89	2.91	0.28	2.43	4.35	11.97	0.40	10.19	12.66
1991	361	6.14	2.97	0.90	21.90	2.97	0.31	2.36	4.89	11.96	0.40	9.86	12.70
1992	400	4.51	2.53	0.48	17.20	2.88	0.26	2.37	4.37	11.94	0.53	9.86	12.86
1993	319	4.92	2.35	0.30	15.39	2.93	0.32	2.47	4.33	11.92	0.53	9.79	12.70
1994	264	5.57	2.58	0.60	17.27	2.94	0.27	2.52	4.50	11.91	0.54	9.62	12.65
1995	291	4.65	2.15	0.60	17.03	2.93	0.31	2.45	5.14	11.92	0.54	8.96	12.72
1996	276	5.15	2.29	0.90	14.47	3.00	0.39	2.39	5.33	11.99	0.42	9.93	12.65
1997	306	4.83	2.18	0.60	14.24	2.98	0.32	2.31	4.57	11.99	0.40	10.26	12.80
1998	288	4.25	1.94	0.78	10.50	2.91	0.26	2.47	3.97	11.92	0.49	9.93	12.83
1999	259	4.53	2.29	0.78	14.70	2.90	0.24	2.36	4.03	11.99	0.44	9.93	12.67
2000	196	4.30	1.96	0.78	12.73	2.91	0.25	2.41	4.27	11.96	0.46	9.93	12.47
2001	129	4.21	1.73	0.30	8.33	2.92	0.28	2.34	4.03	12.08	0.33	10.87	12.59
2002	146	4.46	2.34	0.60	14.39	2.94	0.32	2.46	5.20	11.98	0.48	9.93	12.73
2003	196	4.68	2.04	0.90	14.09	2.97	0.32	2.51	4.62	11.98	0.40	10.19	12.70
2004	175	4.62	1.97	0.78	10.51	2.96	0.34	2.48	5.14	12.02	0.37	9.93	12.59
2005	221	5.24	2.66	0.60	16.55	2.99	0.35	2.32	4.13	12.04	0.30	10.91	12.61
2006	182	4.92	2.84	0.60	25.55	2.92	0.28	2.41	4.14	12.04	0.31	11.17	12.65
2007	253	5.73	2.73	0.60	21.52	3.04	0.41	2.45	4.98	12.08	0.30	10.83	12.85
2008	270	5.57	2.97	1.51	26.38	2.93	0.28	2.50	5.37	12.09	0.33	10.02	12.56
2009	245	4.90	2.23	0.30	12.45	2.91	0.25	2.46	4.52	12.13	0.26	11.23	12.93
2010	327	6.17	3.09	0.78	26.04	2.93	0.21	2.37	3.94	12.04	0.29	10.55	12.90
2011	346	5.42	2.69	0.78	17.98	2.93	0.27	2.35	4.62	12.02	0.33	9.92	13.08
2012	355	5.56	2.58	0.60	17.79	3.06	0.43	2.48	5.44	12.01	0.30	11.04	12.56
2013	378	4.90	2.36	1.20	18.99	2.94	0.25	2.35	4.39	12.07	0.27	10.62	12.66
2014	341	5.75	2.94	0.60	20.60	2.91	0.24	2.39	4.37	12.03	0.31	10.27	12.66
2015	359	5.31	2.52	1.38	16.13	3.01	0.39	2.38	5.16	11.99	0.31	10.70	12.67
2016	296	5.10	2.94	0.95	24.07	2.90	0.24	2.42	3.68	12.09	0.28	11.07	12.68
2017	270	5.21	2.74	0.90	22.75	2.93	0.27	2.47	4.29	12.08	0.31	10.91	12.73
2018	343	5.90	2.31	1.08	14.30	2.89	0.25	2.40	4.48	12.16	0.40	11.12	14.57

Annexe 8 : Indices de valeur conservatoire, d'homogénéisation biotique et de température des communautés pour les sites LIFE

Année	Nombre de points	Indice de valeur conservatoire				Homogénéisation biotique				Indice de température des communautés			
		Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max	Moyenne	Ecart type	Min	Max
1990	81	6.14	4.00	0.60	22.89	3.00	0.33	2.49	4.21	11.45	0.45	10.19	12.17
1991	71	6.37	3.59	1.08	15.88	3.03	0.33	2.36	4.12	11.49	0.46	9.86	12.54
1992	95	4.30	3.01	0.48	18.86	2.99	0.57	2.37	7.53	11.41	0.66	9.86	12.49
1993	91	4.84	3.13	0.30	15.39	2.99	0.29	2.53	4.02	11.43	0.59	9.79	12.63
1994	81	5.37	3.42	0.90	17.27	3.00	0.29	2.55	4.26	11.43	0.58	9.62	12.29
1995	73	4.23	2.76	0.90	17.03	3.04	0.28	2.45	3.95	11.40	0.64	8.96	12.62
1996	63	4.09	2.28	1.08	14.02	3.03	0.41	2.53	5.33	11.56	0.51	9.93	12.65
1997	70	4.64	2.42	0.90	12.58	3.05	0.35	2.31	4.53	11.63	0.44	10.26	12.70
1998	79	3.59	1.79	0.78	10.50	2.99	0.28	2.52	3.85	11.49	0.56	9.93	12.83
1999	68	3.31	1.51	1.20	9.01	2.99	0.28	2.40	4.03	11.60	0.46	9.93	12.33
2000	63	3.32	1.98	0.78	12.73	2.96	0.37	2.41	4.50	11.59	0.54	9.93	12.47
2001	34	3.70	1.70	1.20	7.20	2.99	0.25	2.53	3.64	11.77	0.39	10.87	12.41
2002	42	5.23	2.74	2.16	14.29	2.94	0.29	2.55	3.87	11.58	0.60	9.93	12.37
2003	69	4.55	2.53	0.90	14.09	3.00	0.31	2.58	4.62	11.67	0.44	10.19	12.70
2004	57	3.79	2.02	0.78	8.53	3.08	0.44	2.48	5.14	11.74	0.43	9.93	12.54
2005	89	5.56	3.18	0.60	16.55	3.11	0.45	2.38	5.57	11.86	0.29	10.95	12.54
2006	74	6.31	3.60	1.60	25.55	3.00	0.27	2.57	3.97	11.85	0.31	11.17	12.38
2007	93	6.75	3.19	0.95	21.52	3.20	0.44	2.55	4.79	11.85	0.28	10.83	12.35
2008	90	6.44	4.31	1.86	26.38	3.00	0.28	2.64	4.68	11.87	0.38	10.51	12.42
2009	80	6.10	2.39	1.51	12.45	2.96	0.30	2.53	4.52	11.90	0.26	11.23	12.61
2010	155	7.04	3.45	1.68	26.04	2.97	0.23	2.55	3.94	11.89	0.31	10.55	12.69
2011	178	6.28	2.66	0.78	17.98	2.99	0.30	2.35	4.62	11.88	0.31	10.73	13.08
2012	171	5.84	2.97	0.60	17.79	3.12	0.52	2.48	5.66	11.87	0.30	10.89	12.52
2013	175	5.14	2.55	1.38	17.79	2.95	0.25	2.43	3.70	12.00	0.28	10.62	12.66
2014	166	6.10	3.49	0.60	20.60	2.92	0.27	2.39	4.37	11.91	0.31	10.27	12.43
2015	172	5.54	2.96	1.68	16.13	3.06	0.45	2.38	5.16	11.87	0.31	10.70	12.48
2016	124	6.23	3.49	1.68	24.07	2.93	0.25	2.42	3.68	11.98	0.28	11.20	12.64
2017	128	5.63	3.23	1.20	22.75	2.96	0.30	2.47	4.29	11.93	0.32	10.91	12.73
2018	111	6.81	2.52	2.71	14.30	2.93	0.22	2.51	3.81	11.83	0.28	11.12	12.49