
Evaluation de la restauration des structures bocagères par la mise en place d'actions de projets Life en Wallonie

Auteur : Drosson, Bernard

Promoteur(s) : Mahy, Grégory

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/9505>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

**EVALUATION DE LA RESTAURATION DES
STRUCTURES BOCAGÈRES PAR LA MISE EN
PLACE D' ACTIONS DE PROJETS LIFE EN
WALLONIE**

BERNARD DROSSON

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2019-2020

PROMOTEUR : GRÉGORY MAHY

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.

EVALUATION DE LA RESTAURATION DES STRUCTURES BOCAGÈRES PAR LA MISE EN PLACE D' ACTIONS DE PROJETS LIFE EN WALLONIE

BERNARD DROSSON

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

ANNÉE ACADÉMIQUE 2019-2020

PROMOTEUR : GRÉGORY MAHY

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement Grégory Mahy, professeur à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech) et promoteur, pour l'ensemble de ses conseils méthodologiques et de ses suggestions à propos du contenu de ce travail via ses nombreuses relectures. Je tiens également à le remercier d'avoir accepté que je me lance dans une thématique qui me tenait à cœur et de m'avoir accordé une importante liberté pour l'appréhender.

Je tiens également à remercier Thierry Ory, coordinateur du projet LIFE « Pays Mosan » chez Natagora, pour l'accès aux données récoltées dans le cadre du projet ainsi que pour le suivi attentionné qu'il m'a accordé,

Thibaut Goret, coordinateur du projet LIFE « Prairies Bocagères » chez Natagora, pour l'accès aux données récoltées dans le cadre du projet LIFE,

Arnaud Laudelout, biologiste et membre du Département études de Natagora, pour l'utilisation de la couche vectorielle des zones d'action de la Pie-grièche écorcheur créée par ses soins,

Philippe Lejeune, professeur à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech) et membre du jury, pour ses conseils méthodologiques ainsi que pour son important appui technique lors des analyses,

Marc Dufrière, professeur à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech) et membre du jury, pour ses conseils méthodologiques en début de travail,

Arnaud Monty, professeur à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech) et président du jury, pour son appui administratif,

Corentin Bolyn, post-doctorant à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech), pour ses conseils méthodologiques, pour l'emprunt de sa méthode de caractérisation des éléments ligneux hors-forêt ainsi que pour la préparation d'une grande partie des données traitées dans ce travail. Je tiens également à remercier le projet « Interreg Forêt Pro Bos » auquel Corentin participe actuellement et dans le cadre duquel il m'a fourni les données,

Nicolas Latte, post-doctorant à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech), pour m'avoir fourni la carte des essences forestières de Wallonie (version provisoire début 2020, ForestIsLife),

Et bien entendu, Michael Ronse et Nicolas Wuine, étudiants à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech), pour notre entraide et soutien psychologique tout au long de notre parcours académique.

Résumé

Les paysages bocagers wallons sont depuis longtemps convoités pour de nombreuses fonctions dont le soutien à la biodiversité, et ce notamment à travers les réseaux d'éléments ligneux. La commission européenne a mis en place plusieurs outils qui permettent de soutenir cette fonction tels que les projets LIFE. Dans le cadre de ce travail, l'impact d'une partie des actions de renforcement du maillage écologique bocager des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » sur une espèce d'oiseau (*Lanius collurio*) et deux espèces de chauves-souris (*Rhinolophus hipposideros* et *Rhinolophus ferrumequinum*) est analysé.

L'exploitation de données d'acquisition aérienne, et plus particulièrement issues de la technologie LiDAR, apparaît pertinente pour l'étude des éléments ligneux bocagers présents dans le paysage. Ces derniers, combinés aux plantations réalisées par les LIFE, permettent d'en évaluer l'impact à travers l'étude de trois métriques : « Distance moyenne », « Force de l'élément » et « Connectivité équivalente ». Les résultats permettent notamment de mettre en avant plusieurs plantations situées de façon stratégique pour les espèces-cibles. En outre, plusieurs zones fréquentées par ces espèces sont identifiées en situation défavorable, tandis que certains éléments ligneux bocagers individuels sont identifiés comme spatialement stratégiques pour ces espèces. L'ensemble des zones et éléments identifiés apparaissent donc prioritaires dans le cadre de projets futurs, les premières nécessitant d'être restaurées et les seconds d'être protégés.

De nombreuses hypothèses et simplifications ont été réalisées dans le cadre de ce travail et sont à prendre en considération pour l'interprétation des résultats. De plus, il est important de préciser que seule une partie des actions mises en place par les deux projets LIFE a été prise en compte dans ce travail.

Abstract

Wallonia bocage landscapes have long been coveted for many functions, including supporting biodiversity, particularly through networks of woody elements. The European Commission has set up several tools to support this function, such as LIFE projects. In this work, the impact of several actions to strengthen the ecological bocage network led by the LIFE projects "Pays Mosan" and "Prairies Bocagères" on one bird species (*Lanius collurio*) and two bat species (*Rhinolophus hipposideros* and *Rhinolophus ferrumequinum*) is analysed.

The use of aerial acquisition data, particularly from LiDAR technology, appears to be relevant for the study of woody bocage elements present in the landscape. This approach, combined with the plantations carried out by LIFE, makes it possible to evaluate their impact through the study of three metrics: "Average distance", "Element strength" and "Equivalent connectivity". The results make it possible, in particular, to highlight several plantations strategically located for the species. In addition, several areas frequented by the species were identified as being in an unfavourable situation, while some individual woody bocage elements were identified as spatially strategic for the species. All of these identified elements therefore appear to be priorities for future projects, the former needing restoration and the latter needing protection.

Numerous hypotheses and simplifications were made in the framework of this work and are to be taken into consideration when interpreting the results. Furthermore, it is important to specify that only parts of the actions implemented by the two LIFE projects were taken into account in this work.

Table des matières

Introduction	1
Historique de la dynamique des structures bocagères en Wallonie.....	2
Présentation des projets LIFE.....	8
1) Pays Mosan	8
2) Prairies Bocagères.....	9
État des lieux de la question	11
Rôle des éléments ligneux bocagers dans le soutien à la biodiversité.....	11
Évolution des techniques de cartographie des éléments ligneux bocagers.....	14
Évolution de l'étude de l'interaction de trois fonctions (nidification, chasse et connectivité) des éléments ligneux bocagers avec la biodiversité.....	15
Objectif - Stratégies scientifiques.....	18
Matériel et méthode.....	18
Classification de Bolyn et al., 2019.....	18
Espèces-cibles et caractéristiques écologiques.....	20
1) Pie-grièche écorcheur (<i>Lanius collurio</i>).....	20
2) Petit rhinolophe (<i>Rhinolophus hipposideros</i>).....	22
3) Grand rhinolophe (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>).....	24
Traitement et identification des éléments ligneux bocagers.....	26
Métriques qualifiant la qualité d'habitat (nidification, chasse et connectivité).....	27
Distance moyenne	29
Force de l'élément.....	32
Connectivité équivalente	34
Résultats	38
1) Pie-grièche écorcheur (<i>Lanius collurio</i>).....	39
Distance moyenne	39
Force de l'élément.....	40
2) Petit rhinolophe (<i>Rhinolophus hipposideros</i>).....	42
Distance moyenne	43

Force de l'élément	45
Connectivité équivalente	47
3) Grand rhinolophe (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)	51
Distance moyenne	52
Force de l'élément	54
Connectivité équivalente	56
Discussion	61
Résultats espèces et apport des LIFEs	61
Critique matériel et méthode	62
Plantons des haies ... mais pas n'importe où ... et après ?	65
Conclusion.....	67
Annexes.....	68
Bibliographie.....	119

Liste des figures et tableaux

Figure n°1 : Cartes et orthophotos illustrant l'évolution de la dynamique des paysages bocagers wallons dans le cas des abords septentrionaux de Han-sur-Lesse. Les cartes et orthophotos sont disposées de façon chronologique en partant du haut, comme suit : (a) Carte du dépôt de la guerre 1865-1878, (b) Orthophotos 1971, (c) Orthophotos 2001, (d) Orthophotos 2018.

Figure n°2 : Cartes issues de la digitalisation manuelle des linéaires ligneux (haies et alignements arborés) ainsi que des vergers sur le paysage expérimental de Han-sur-Lesse. Les linéaires ligneux sont représentés en rouge et les vergers en vert. Les cartes sont disposées de façon chronologique en partant du haut, comme suit : Carte du dépôt de la guerre 1865-1878, Orthophotos 1971, Orthophotos 2001, Orthophotos 2018.

Figure n°3 : Carte du territoire concerné par le projet LIFE « Pays Mosan ». <https://www.lifepaysmosan.eu/index.php?id=3330>, consulté le 18/2/2020.

Figure n°4 : Carte du territoire et des sites Natura 2000 concernés par le projet LIFE « Prairies Bocagères ». <https://www.lifeprairiesbocageres.eu/index.php?id=2467>, consulté le 24/2/2020.

Figure n°5 : Illustration des 6 classes d'éléments ligneux bocagers. 1 : Arbre isolé, 2 : Bande arborée, 3 : Arbres agglomérés, 4 : Haie, 5 : Bosquet, 6 : Buisson. Bolyn C., Lejeune P., Michez A. & Latte N., 2019. Automated classification of trees outside forest for supporting operational management in rural landscapes. *Remote Sens.* **11**(10).

Figure n°6 : Distribution des couples de Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) inventoriés lors de l'Atlas des Oiseaux nicheurs de Wallonie réalisé entre 2001 et 2007. Titeux N., 2010. Pie-grièche écorcheur, *Lanius collurio*. *Atlas des Oiseaux Nicheurs de Wallonie 2001-2007*, 396-397.

Figure n°7 : Distribution des effectifs de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019. http://observatoire.biodiversite.wallonie.be/carto/carte.aspx?tax=Rhinolophus_hipposideros¶m=cs, consulté le 29/4/2020.

Figure n°8 : Distribution des effectifs de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019. http://observatoire.biodiversite.wallonie.be/carto/carte.aspx?tax=Rhinolophus_ferrumequinum¶m=cs, consulté le 29/4/2020.

Figure n°9 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Distance moyenne » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux avant-LIFE (A). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Figure n°10 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Distance moyenne » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux après-LIFE (B). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Figure n°11 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Force de l'élément » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux avant-LIFE (A). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au

code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Figure n°12 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux avant-LIFEs (A). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Figure n°13 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux après-LIFEs (B). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Figure n°14 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour la création des zones de chasse et de déplacement potentiellement accessibles (C). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Figure n°15 : Carte de l'indice « Distance moyenne » avant-LIFEs au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Figure n°16 : Carte de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » à l'indice « Distance moyenne », en termes de réduction de la distance moyenne résultant des plantations de haies et de buissons confondues, au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Figure n°17 : Carte de la force des perchoirs de chasse individuels avant-LIFEs, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Figure n°18 : Histogramme du nombre de perchoirs de chasse en fonction de leur « Force » issue du calcul de l'indice « Force de l'élément » avant-LIFEs, au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ». Les perchoirs de chasse déjà présents dans le paysage sont représentés en bleu.

Figure n°19 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de perchoirs de chasse au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Figure n°20 : Histogramme présentant l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de perchoirs de chasse, au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ». Les perchoirs de chasse déjà présents dans le paysage sont représentés en vert et les plantations des LIFEs en bleu.

Figure n°21 : Carte de l'indice « Distance moyenne » avant-LIFEs, au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°22 : Carte de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » à l'indice « Distance moyenne », en termes de réduction de la distance moyenne résultant des plantations de haies, au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°23 : Carte de la force des ELB individuels avant-LIFEs, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein des tampons de 2500m autour des colonies d'été de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°24 : Histogramme du nombre d'ELB en fonction de leur « Force » issue du calcul de l'indice « Force de l'élément » avant-LIFEs, au sein des tampons des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les haies, en vert, ont été isolées du reste des ELB, en bleu.

Figure n°25 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies au sein du tampon de 2500m autour de la colonie d'été 2 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Figure n°26 : Histogramme présentant l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies, au sein des tampons des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ». Les haies déjà présentes dans le paysage sont représentés en vert et les plantations des LIFEs en bleu.

Figure n°27 : Cartes d'évaluation de la connectivité fonctionnelle des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), au sein de leur tampon respectif de 2500m, identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les zones de chasse sont représentées en vert et les zones de déplacement en orange.

Figure n°28 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » à la connectivité fonctionnelle de la colonie 2 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan », à travers l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été.

Figure n°29 : Carte des zones de chasse et de déplacement accessibles et non-accessibles, après-LIFEs, issues du calcul de l'indice « Connectivité équivalente » de la colonie 1 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°30 : Carte des zones de chasse et de déplacement accessibles et non-accessibles, après-LIFEs, issues du calcul de l'indice « Connectivité équivalente » de la colonie 2 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°31 : Carte de l'indice « Distance moyenne » avant-LIFEs au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°32 : Carte de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » à l'indice « Distance moyenne », en termes de réduction de la distance moyenne résultant des plantations de haies et de vergers, au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°33 : Carte de la force des ELB individuels, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein des tampons de 2500m autour des six colonies d'été de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°34 : Histogramme du nombre d'ELB en fonction de leur « Force » issue du calcul de l'indice « Force de l'élément », au sein des tampons des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les haies, en bleu, et les vergers, en vert, ont été isolés du reste des ELB, en jaune.

Figure n°35 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies et vergers au sein des tampons de 2500m autour des colonies d'été 1, 2 et 6 de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Figure n°36 : Histogramme présentant l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies et vergers au sein des tampons des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ». Les haies et vergers déjà présents dans le paysage sont représentés en vert et les plantations des LIFEs en bleu.

Figure n°37 : Cartes d'évaluation de la connectivité fonctionnelle des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) au sein de leur tampon respectif de 2500m identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les zones de chasse sont représentées en vert et les zones de déplacement en orange.

Figure n°38 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » à la connectivité fonctionnelle de la colonie 1 de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan », à travers l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été.

Figure n°39 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » à la connectivité fonctionnelle de la colonie 2 de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan », à travers l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été.

Figure n°40 : Carte des zones de chasse et de déplacement accessibles et non-accessibles issues du calcul de l'indice « Connectivité équivalente » des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) au sein de leur tampon respectif de 2500m autour des colonies d'été identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°41 : Cartographie des éléments ligneux bocagers dans le cas particulier d'un verger et d'une partie de sa périphérie à proximité de Rochefort (Belgique).

Figure n°42 : Extrait de la carte d'évaluation de l'importance des ELB individuels avant-LIFEs, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein des tampons de 2500m autour des colonies d'été de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°43 : Liste des différents acteurs et de leur fonction au sein du projet LIFE « Pays Mosan ».

Figure n°44 : Carte des réserves naturelles concernées par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Figure n°45 : Distribution des effectifs de Murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019.

Figure n°46 : Distribution des effectifs de Grand murin (*Myotis myotis*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019.

Tableau n°1 : Correspondance entre les descriptions topologiques, les coordonnées (Belge 1972) et les numéros des colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) du projet LIFE « Pays Mosan ».

Tableau n°2 : Résultats des calculs des superficies des zones de chasse et de déplacement issues de l'indice « Connectivité équivalente » au sein des tampon de 2500m autour des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Tableau n°3 : Correspondance entre les descriptions topologiques, les coordonnées (Belge 1972) et les numéros des colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) dans le projet LIFE « Pays Mosan ».

Tableau n°4 : Résultats des calculs des superficies des zones de chasse et de déplacement issues de l'indice « Connectivité équivalente » au sein des tampon de 2500m autour des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Tableau n°5 : Principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Distance moyenne ».

Tableau n°6 : Principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Tableau n°7 : Principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Connectivité équivalente ».

Liste des annexes

Annexe n°1 : Présentation approfondie du projet LIFE « Pays Mosan ».

Annexe n°2 : Présentation approfondie du projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Annexe n°3 : Présentation du Murin à oreilles échanquées (*Myotis emarginatus*).

Annexe n°4 : Présentation du Grand murin (*Myotis myotis*).

Annexe n°5 : Code RStudio permettant d'identifier les éléments hors forêt (Exercice pédagogique largement inspiré du cours « Télédétection à très haute résolution appliquée à la gestion des milieux naturels » - ENVT3060-A-a).

Annexe n°6 : Tableau des principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Distance moyenne ».

Annexe n°7 : Tableau des principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Annexe n°8 : Tableau des principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Connectivité équivalente ».

Annexe n°9 : Code RStudio réalisé pour le calcul des métriques relatives à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*).

Annexe n°10 : Code RStudio réalisé pour le calcul des métriques relatives au Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*).

Annexe n°11 : Code RStudio réalisé pour le calcul des métriques relatives au Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*).

Introduction

Les paysages ruraux européens sont le résultat d'une **longue interaction**, toujours en cours, entre la nature et la société humaine. Ces espaces sont, en effet, depuis longtemps convoités par l'homme pour une panoplie de raisons. À ce titre, les tensions entre les besoins d'espaces agricoles dictés par les incitants économiques d'une part et les diverses autres fonctions potentielles de ces milieux d'autre part constituent un enjeu majeur à l'heure actuelle. Celui-ci nécessite l'application d'une politique appropriée qui intègre l'ensemble des défis que soulèvent ces milieux à l'échelle européenne (Pinto-Correia et al., 2018).

Dans le cas particulier de la fonction environnementale (soutien à la biodiversité, protection des sols et de la ressource en eau) inhérente aux paysages ruraux, la commission européenne a mis en place des outils effectifs à différentes échelles tels que le programme agro-environnemental et les **projets LIFE** (L'Instrument Financier de l'union Européenne). Ces derniers sont cofinancés par la Commission européenne et ont pour but de restaurer une infrastructure écologique avec un accent particulier sur l'amélioration de l'état de conservation des biotopes et des habitats d'espèces visés par Natura 2000, comme les paysages bocagers. Ces derniers, notamment à travers le réseau d'éléments ligneux qu'ils constituent, participent grandement au soutien à la biodiversité par leurs fonctions de refuge, de zone de chasse et de connectivité. Effectivement, la fragmentation des habitats a été identifiée parmi les causes majeures du déclin de la biodiversité des dernières décennies (Tarabon et al., 2019a). La Wallonie est exemplaire sur le volet des LIFE par le nombre important de projets déjà réalisés d'une part, et par les multiples sélections de ces derniers par la commission européenne d'autre part, notamment pour la catégorie « Best LIFE Nature Project ».

Ce travail a pour ambition d'étudier les impacts écologiques d'une partie des **actions de renforcement du maillage écologique bocager** mises en place par deux projets LIFE wallons, à savoir « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères ». L'analyse de ces impacts est focalisée sur deux espèces de chauves-souris, à savoir le Petit rhinolophe et le Grand rhinolophe pour le premier projet et sur une espèce d'oiseau, la Pie-grièche écorcheur, pour le second. Alors que les fonctions de connectivité et de chasse sont explorées pour les espèces de chauves-souris, les fonctions de nidification et de chasse sont étudiées pour la Pie-grièche écorcheur. Un bref examen historique des paysages bocagers wallons est réalisé au préalable.

L'accent est mis sur les **éléments ligneux bocagers** (ELB) tels que les bandes arborées, haies, vergers, bosquets, arbres et buissons isolés. Ces derniers sont inclus dans la notion d'« arbres hors forêt », définis comme suit par la FAO lors d'une conférence internationale sur les forêts, la sécurité alimentaire et la nutrition en 2013 : « systèmes agroforestiers, autres arbres dans les fermes et les autres arbres dans les paysages ruraux non-forestiers ». Ils remplissent à ce titre de nombreuses et diverses fonctions telles que les suivantes : séquestration de carbone, création de micro-habitats, continuité entre différents habitats, zone de chasse, nidification et purification de l'eau (Plieninger et al., 2012 ; Rossi et al., 2016 ; Schnell et al., 2015).

Au vu de l'étendue importante de la zone d'étude, un inventaire exhaustif des ELB sur le terrain n'est pas envisageable dans le cadre de ce travail. L'utilisation de données d'acquisition aérienne est donc préconisée avec un focus sur la **technologie LiDAR** qui permet d'apporter une troisième dimension aux données aériennes : la hauteur. La cartographie des ELB se déroule en deux étapes principales : identification puis classification. La première est automatisée et réalisée sans peine depuis quelques années alors que la seconde tarde à s'automatiser. Toutefois, une procédure de traitement a été mise en

place l'année dernière au sein de la faculté de Gembloux Agro Bio-Tech par l'équipe de Corentin Bolyn (Bolyn et al., 2019). Une méthode améliorée, dans le cadre du projet « Interreg Foret Pro Bos », de ce traitement servira de base pour ce travail.

Ensuite, les actions mises en place par les projets LIFE concernant les ELB favorables aux espèces-cibles sont implémentées dans le réseau identifié. L'objectif est d'étudier leur soutien aux espèces-cibles par le biais de **trois métriques** qui permettent de qualifier les fonctions d'accueil pour la nidification, de zone de chasse et de connectivité du réseau d'ELB.

Historique de la dynamique des structures bocagères en Wallonie

Il y a mille ans, l'Europe était encore majoritairement couverte de forêts accompagnées d'une mégafaune aujourd'hui très réduite. Ces espaces entièrement naturels ont complètement disparu, tout du moins presque, comme nous le montre la forêt de Białowieża à cheval sur les territoires polonais et biélorusse qui figure parmi les dernières forêts dites « primaires » d'Europe. Les milieux ont ainsi été **ouverts** par différentes activités traditionnelles, la forêt s'en est trouvée réduite, remplacée par des champs cultivés, des pelouses, des prairies, des vergers, etc. Afin de nuancer l'impact de cette transition agricole sur la mégafaune, il faut dire que l'impact anthropique a également entraîné une diversification des paysages. Cette création de nouveaux écosystèmes, accompagnée de l'apparition de nombreuses microstructures, a permis d'augmenter l'accueil de la biodiversité (Samojlik et al., 2019).

Depuis plus d'un siècle, ces paysages et leurs modes de gestion extensive, issus d'anciennes pratiques agricoles, sont en régression en Europe comme en Wallonie du fait de multiples causes. Tout d'abord, la révolution industrielle a entraîné un exode rural des paysans vers les centres urbains. Ce mouvement a été accentué par les deux guerres mondiales ainsi que par l'intensification de la production résultant de la politique agricole commune mise en place par l'Union européenne. Cette dernière favorise les exploitations de plus grande superficie et s'inscrit dans une optique d'optimisation de la production dans le but de nourrir l'ensemble de la population européenne. Ce long passé historique ainsi que la transition vers une vision plus productiviste ont résulté au constat suivant : depuis 1950, **neuf paysans sur dix** ont abandonné les campagnes wallonnes, et cela, accompagnés de la gestion ancestrale des paysages agricoles ainsi que d'une grande partie des ELB associés. Effectivement, la diminution du nombre d'exploitants agricoles mène à une augmentation des superficies d'exploitation entraînant une réduction de l'entretien des parcelles et un recours plus important à la mécanisation avec des lourdes conséquences sur les ELB tels que les haies et buissons isolés.

L'avenir de ces habitats semi-naturels s'en est donc trouvé précarisé. Certains ont été **détruits** ou ont disparu via le remembrement agricole, l'urbanisation, la recolonisation forestière ou la plantation d'espèces exotiques. D'autres ont été **endommagés** par l'intensification des cultures, la technique du labour et l'utilisation de produits phytosanitaires. Les conséquences sont lourdes et correspondent, en Wallonie, à une disparition de 30 % des prairies, au comblement de la moitié des mares depuis 1980 et à l'arrachage de 50 % des haies et de 99 % des vergers qui étaient présents en 1950. Cette dégradation du maillage écologique via la raréfaction des éléments bocagers tels que les haies, mares et vergers a eu un impact important sur le cortège de plantes et d'animaux bien spécifiques qu'ils abritent (Goret, 2018 ; Schmitz & Christians, 1998).

Cet impact s'est fortement fait ressentir chez les populations d'**oiseaux** wallons. C'est ainsi qu'entre 1980 et 2010, les effectifs des espèces communes liées aux milieux agricoles ont été réduits en moyenne

de 40%. (Paquet & Jacob, 2013). En outre, ces modifications des paysages agricoles ont entraîné une diminution drastique des populations d'insectes qui a contribué à la division par trois de la taille des populations de **chauves-souris** depuis les années 1950 (Kervyn et al, 2009).

À titre d'exemple, un paysage mêlant bocages, forêts et zone urbaine, qui correspond à la partie septentrionale de Han-sur-Lesse, a été sélectionné. Cette zone reflète une partie des dynamiques spatio-temporelles des ELB telles qu'expliquées dans ce chapitre. Cette aire a également été sélectionnée selon sa localisation pertinente par rapport aux objectifs biologiques des deux projets LIFE. Elle comprend en effet une partie des zones d'action relatives à la Pie-grièche écorcheur et est incluse dans les tampons créés autour de colonies d'été des deux espèces de chauves-souris à savoir le Petit rhinolophe et le Grand rhinolophe. Les cartes présentées sont issues de la rubrique « Voyage dans le temps » proposée par la plateforme WalOnMap et sont représentées dans ce document à l'échelle 1/15 000 avec le nord dirigé vers le haut de la page.

Tout d'abord, nous pouvons nous replonger au XIX^{ème} siècle grâce à la **carte du dépôt de la guerre réalisée entre 1865 et 1878** (figure n°1, a). Cette carte résulte du rassemblement de 427 feuilles composées chacune de 8 planchettes réalisées au 1/20 000 en couleur. Elle révèle notamment la configuration du paysage et l'occupation ancienne du sol, dont les ELB tels que les haies et vergers.

Cette carte révèle une densité importante de haies, représentées par des ronds reliés par des pointillés, et la présence d'un verger composé de deux lignes d'arbres situé à l'est de l'affluent de la Lesse et représenté par des petits ronds non-reliés et espacés d'une distance constante. Il est également intéressant de souligner la présence de la formation végétale « Prés sarts » située sur les extrêmes ouest et est et représentée par des pointillés avec un « V » vert au centre. Cette formation constituait des espaces de landes broussailleuses parcourus par le troupeau commun qui étaient régulièrement essartés. L'essartage correspond à la mise en culture périodique suite au défrichement par brûlage ou arrachage de forêts, de landes ou de broussailles. Ce milieu contenait ainsi périodiquement une grande densité d'éléments ligneux hors-forêt (Philippe et al., 2008).

Ensuite, nous passons à la fin du XX^{ème} siècle grâce aux **orthophotos de 1971** issues de 833 clichés aériens capturés en noir et blanc à une échelle de 1/40 000 (figure n°1, b). Dès la première observation, nous pouvons observer la disparition d'une grande partie du réseau de haies ainsi que du verger. Les alignements ligneux restants sont majoritairement liés à la Lesse et à son affluent. Plusieurs buissons et arbres isolés, situés aux emplacements des anciennes haies, sont également décelables. Toutefois, nous détectons l'apparition de plusieurs alignements d'arbres, semblant correspondre à des vergers, en bordure nord et au sein même de Han-sur-Lesse. Nous remarquons également le boisement complet des « Prés sarts ». Un dernier élément paysager à relever est le développement urbain qui a entraîné la suppression de quelques haies péri-urbaines.

Par la suite, le passage au 3^{ème} millénaire est réalisé avec les **orthophotos de 2001** issues d'une campagne de prises de vues aériennes réalisée entre 2001 et 2003 avec une résolution de 50 cm (figure n°1, c). La suppression du verger situé en bordure nord de la ville, au profit d'un parking, ainsi que la réduction de la superficie de ceux présents dans le centre urbain sont observables. La haie bordant l'affluent de la Lesse a été fortement réduite et ne correspond plus qu'à quelques arbres/arbustes isolés. Le reste du paysage bocager semble, pour sa part, grossièrement identique à 1971 en termes d'ELB avec la perte et l'apparition de quelques éléments. Une expansion urbaine, l'agrandissement des bâtiments de la ferme sur la rive ouest de la Lesse, l'aménagement d'un terrain de foot et la construction d'un canal coupant le méandre à la sortie du village sont autant de modifications paysagères ayant contribué à la réduction des surfaces agricoles. Ces dernières sont constituées majoritairement de pâtures, dans le cas

présent, dont l'impact positif sur les espèces-cibles des projets LIFE sont avérés. Ce dernier élément ne sera toutefois pas abordé dans le cadre de ce travail.

Afin de conclure l'étude de l'évolution paysagère, les **orthophotos de 2018** qui proposent 4 bandes spectrales, et dont la résolution spatiale a été améliorée à 25 cm, vont être utilisées (figure n°1, d). Les ELB n'ont pas évolué de façon significative depuis 2001 à l'exception du début de redéploiement de la haie bordant l'affluent de la Lesse. L'apparition de deux étangs est également observable à l'ouest du plan, en bordure de la forêt qui correspondait à la formation végétale « Prés sarts » en 1865. L'omniprésence forestière sur cette dernière et sur l'ensemble des orthophotos jusqu'à nos jours reflète l'abandon de la pratique ancestrale d'essartage, illustrant les considérations évoquées plus haut. Toutefois, la seconde zone qui correspondait à la formation végétale « Prés sarts », à l'est du plan, a été déforestée depuis 2001. Cette zone fait effectivement partie du Site de Grand Intérêt Biologique « Tienne St-Inal » qui s'inscrit dans une des zones calcaires les plus remarquables de la Calesienne. Ce site présente notamment un intérêt botanique particulier par l'accueil d'une des seules populations de l'orchis de Fuchs (*Dactylorhiza fuchsii*) connues en Lesse et Lomme. Dans le même ordre, il est intéressant de souligner que la forêt à l'ouest, bordant l'étang, est incluse dans le Site de Grand Intérêt Biologique « Laid Potai et Tienne du Fornai » dont les étendues forestières comportent un intérêt ornithologique particulier. Cela explique les stratégies de conservation différentes empruntées dans les deux anciennes formations végétales « Prés sarts ».

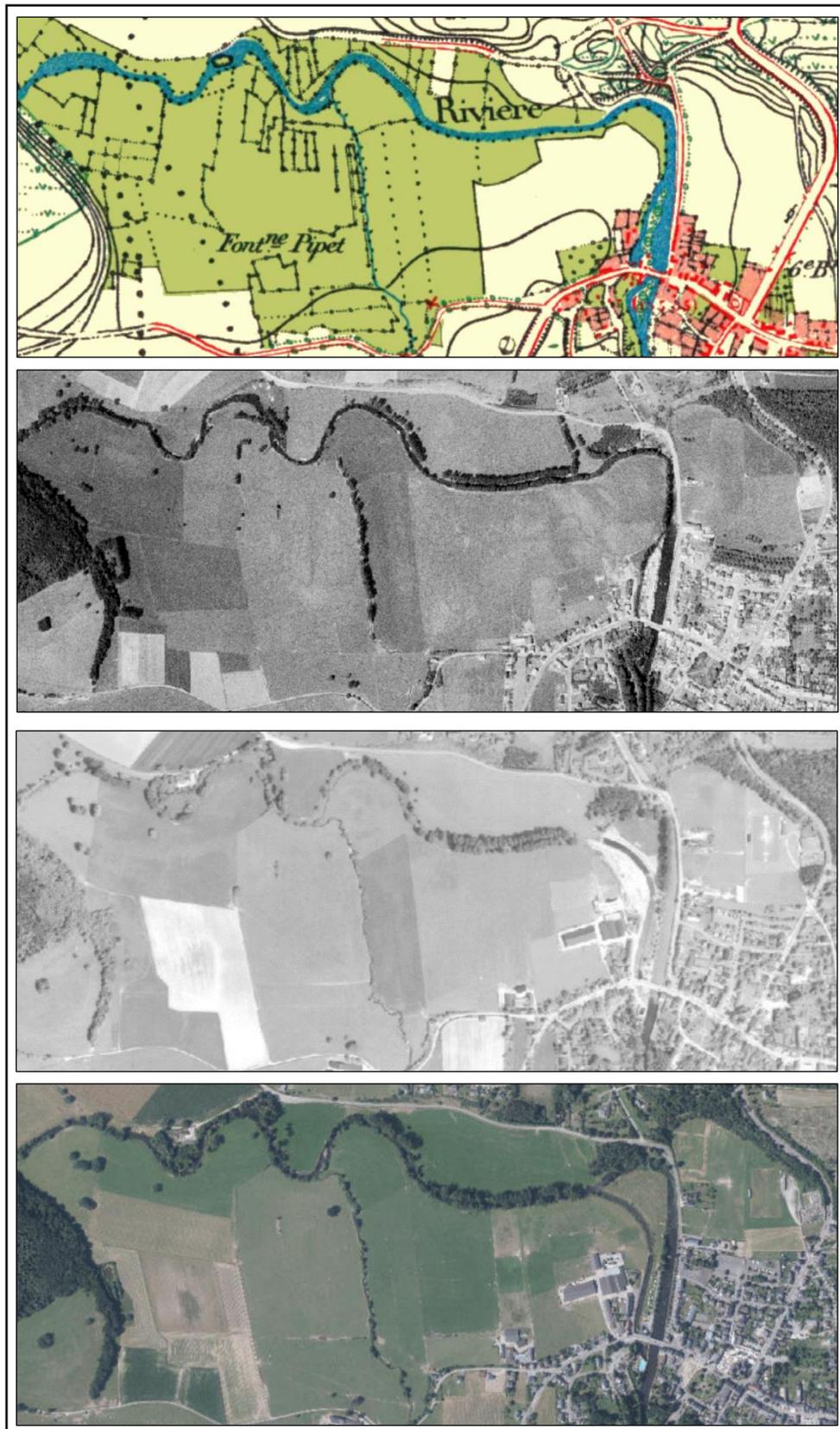


Figure n°1 : Cartes et orthophotos illustrant l'évolution de la dynamique des paysages bocagers wallons dans le cas des abords septentrionaux de Han-sur-Lesse. Les cartes et orthophotos sont disposées de façon chronologique en partant du haut, comme suit : (a) Carte du dépôt de la guerre 1865-1878, (b) Orthophotos 1971, (c) Orthophotos 2001, (d) Orthophotos 2018.

Cette étude diachronique du paysage a pour but d'illustrer une partie des dynamiques des structures bocagères présentées au début de ce chapitre. Toutefois, il est important de souligner le caractère qualitatif de la démarche adoptée. Les pas de temps très variables entre les 4 cartes et orthophotos sont également à prendre en compte et ne permettent nullement de refléter l'entièreté des dynamiques des ELB qui se sont déroulées entre 1865 et 2018. De plus, la sélection de la zone n'a pas été réalisée de façon aléatoire et la superficie considérée pour l'analyse ne permet pas de tirer des conclusions pour l'ensemble des territoires wallons.

Une digitalisation manuelle des linéaires ligneux (haies et bandes arborées) ainsi que des vergers a toutefois été réalisée sur base de la carte et des trois orthophotos afin de pouvoir effectuer une comparaison visuelle de l'évolution des ELB (figure n°2). Des précautions relatives à la digitalisation manuelle et à l'imprécision de l'opérateur sont à prendre en considération pour l'interprétation des résultats produits. Ces derniers sont d'ailleurs à considérer de façon qualitative et illustrative.

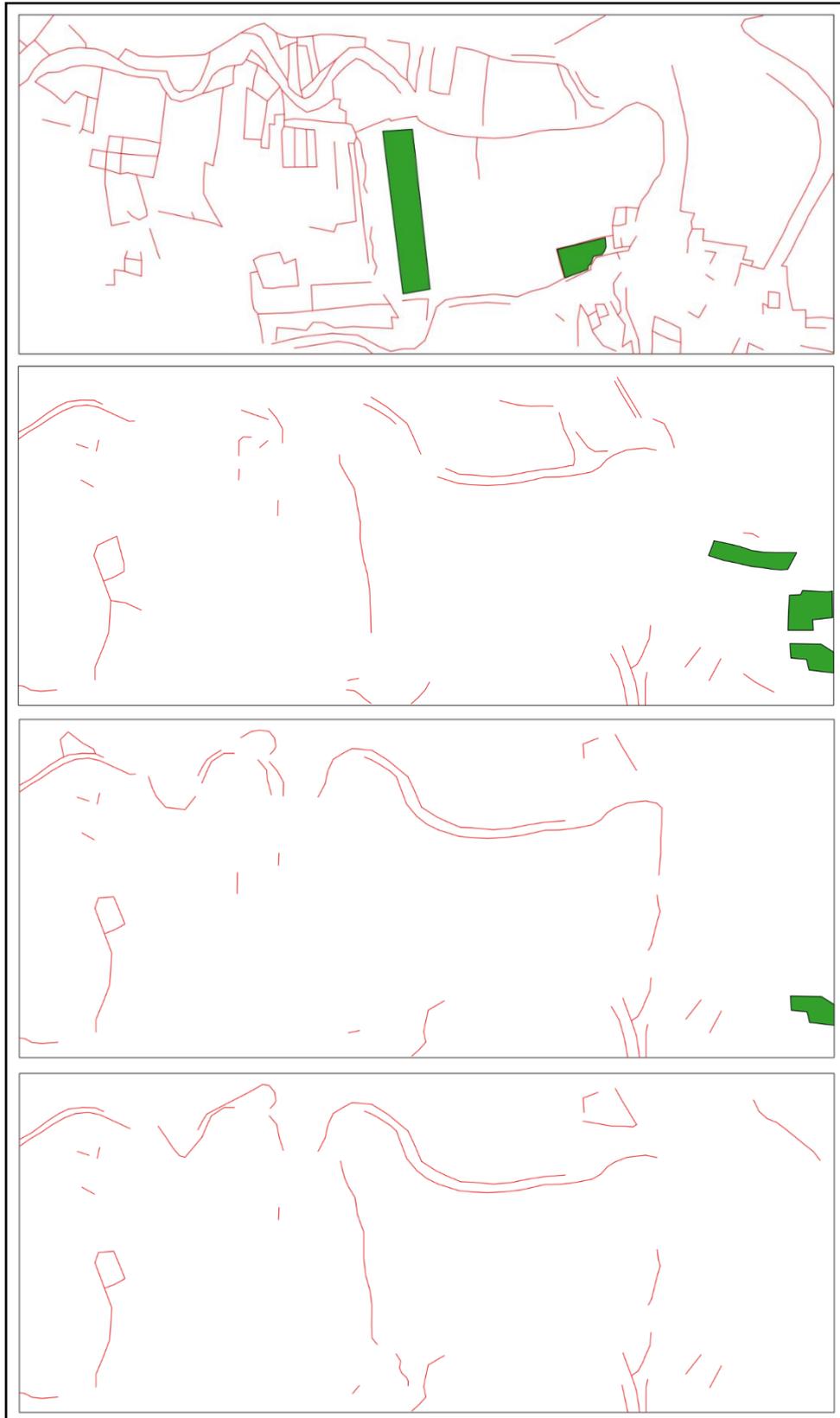


Figure n°2 : Cartes issues de la digitalisation manuelle des linéaires ligneux (haies et alignements arborés) ainsi que des vergers sur le paysage expérimental de Han-sur-Lesse. Les linéaires ligneux sont représentés en rouge et les vergers en vert. Les cartes sont disposées de façon chronologique en partant du haut, comme suit : Carte du dépôt de la guerre 1865-1878, Orthophotos 1971, Orthophotos 2001, Orthophotos 2018.

Présentation des projets LIFE

L'Europe et la Wallonie ont entamé une prise de conscience de la dégradation des milieux naturels et semi-naturels, par la mise en place notamment des projets LIFE. En région Wallonne, deux de ces projets se sont partiellement concentrés sur la thématique des réseaux bocagers et sont considérés pour ce travail. Un résumé concis des deux projets est présenté ci-dessous. Une description plus approfondie, décrivant notamment les acteurs impliqués ainsi que les autres actions mises en place, a été réalisée et est consultable en annexe (Annexes 1 et 2).

1) Pays Mosan

Le projet LIFE Nature « Pays Mosan » a débuté en 2014 et sa durée prévue est de 7,5 ans. S'inscrivant dans la continuité du LIFE « Hélianthème », son objectif principal est la restauration de pelouses et prairies de grand intérêt biologique (pelouses calcaires, pelouses calaminaires, prairies maigres de fauche, ...). Afin d'engager une vision plus globale, d'autres habitats, en interaction avec les pelouses calcaires, ont été sélectionnés. Ce dernier élément a permis d'ajouter un objectif d'amélioration de l'état de conservation des populations de quatre espèces de chauves-souris (Petit rhinolophe, Grand rhinolophe, Grand murin et Murin à oreilles échancrées).

La zone d'action du projet concernée par ce travail correspond aux tampons de capacité de déplacement autour des colonies d'été de deux des quatre espèces de chauves-souris concernées par le LIFE. Ces dernières ont été répertoriées au sein d'un tampon de 5 kilomètres autour de 34 sites Natura 2000 qui sont situés principalement dans le bassin de la Meuse et de ses affluents (figure n°3). La taille des tampons autour des colonies d'été est issue du « Plan de restauration des habitats pour quatre espèces de chauves-souris » réalisé en septembre 2016 dans le cadre du LIFE qui s'est inspiré de l'édition de 2009 de l'ouvrage « Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg & Suisse » de la collection « Biotope ». Il est intéressant de souligner que ces valeurs ont été conservées dans l'édition 2015 de l'ouvrage, ce qui permet de confirmer leur pertinence. Les tampons autour des colonies peuvent donc être situés aussi bien au sein de sites Natura 2000 qu'en dehors. La superficie totale des zones tampons autour des colonies d'été et donc analysée dans le cadre de ce travail est d'environ 17 000 hectares.

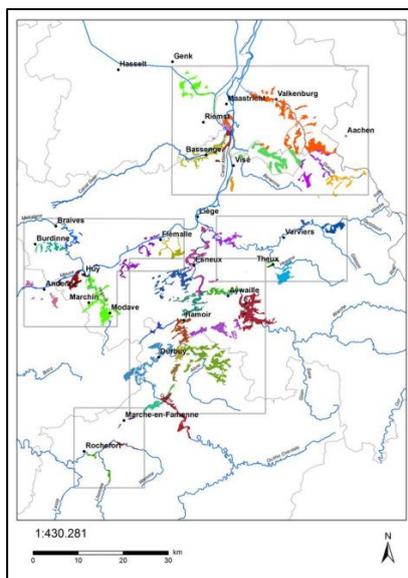


Figure n°3 : Carte du territoire concerné par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Les actions d'amélioration de l'état de conservation des espèces de chauves-souris concernées par le projet ont été réalisées en deux étapes principales :

a. Phase de préparation : amélioration des connaissances relatives aux chauves-souris via des **inventaires**. Les résultats de ces derniers ont permis de juger prioritaire une zone située dans le Condroz. Un **maillage** des haies a ensuite été réalisé au sein de cette zone sur base d'orthophotos. Ensuite, pas moins de 350 courriers ont été délivrés aux agriculteurs concernés pour les mettre au courant du projet et de leur position stratégique au sein de celui-ci, afin de solliciter leur participation. Malheureusement, seulement 5% des agriculteurs ont répondu favorablement à cet appel. Les actions ont donc plutôt été mises en place selon des **opportunités**, et non conformément au maillage établi. Travailler de cette manière se révèle tout de même intéressant car certaines espèces-cibles ont un grand rayon d'action, toutes les colonies ne sont pas inventoriées, et d'autres espèces de chauves-souris vont bénéficier de ces actions.

b. Phase d'action : renforcement des populations de chauves-souris sur le terrain. D'abord, un **renforcement du maillage écologique bocager** a été mené en vue d'augmenter les habitats de chasse ainsi que la disponibilité en insectes-proies : plantation, ou regarnissage de haies (53 km plantés) et d'arbres isolés, création de vergers par plantation d'environ 1500 arbres fruitiers haute-tige et création ou curage de 30 mares (actions actuellement toujours en cours). Un fichier Excel a été créé afin d'y implémenter l'ensemble des caractéristiques techniques (essences, variétés, nombre de rangs, ...) des plantations/regarnissages mises en place. Ce fichier correspond à une couche vectorielle situant l'ensemble des plantations. Enfin, une **amélioration/création de gîtes de reproduction** est menée là où des colonies sont déjà présentes ou dans des endroits qui pourraient accueillir des espèces ayant été observées dans un certain rayon. À terme, 25 aménagements sont prévus dans le cadre du projet.

Il s'avère que ces deux étapes ont également un rôle de **sensibilisation**, volet important mis en avant par le projet.

Il est important de souligner que la présentation ci-dessus ne décrit qu'une petite partie des actions réalisées dans le cadre du projet, l'objectif principal du LIFE concernant les pelouses et prairies de grand intérêt biologique avec 350 ha d'habitats restaurés et 127 ha de terrains érigés au statut de réserve naturelle.

L'ensemble des informations présentées proviennent du site internet du projet LIFE, affinées et complétées par un échange avec Monsieur Ory, coordinateur du projet chez Natagora.

2) Prairies Bocagères

Le projet LIFE Nature « Prairies Bocagères » a débuté en 2012 et en train de se clôturer. S'inscrivant dans la continuité du LIFE « Rôle des genêts », il s'est tout particulièrement attaché aux prairies maigres de Fagne et de Famenne. Afin d'engager une vision plus globale, plusieurs micro-habitats associés aux prairies maigres (haies, mares, talus, vergers, ...) ont été sélectionnés de manière à porter une attention particulière sur d'autres espèces sensibles telle que la Pie-grièche écorcheur.

Ce travail concerne une partie des zones susceptibles d'accueillir la Pie-grièche écorcheur au sein des 10 sites Natura 2000 concernés par le projet, situés entre Chimay et Rochefort en Fagne et en Famenne (figure n°4). Seule une partie des zones ne sera effectivement traitée en raison de la qualité hétérogène des données sources d'acquisition aérienne. La zone traitée dans le cadre de ce travail correspond approximativement à 2400 ha.

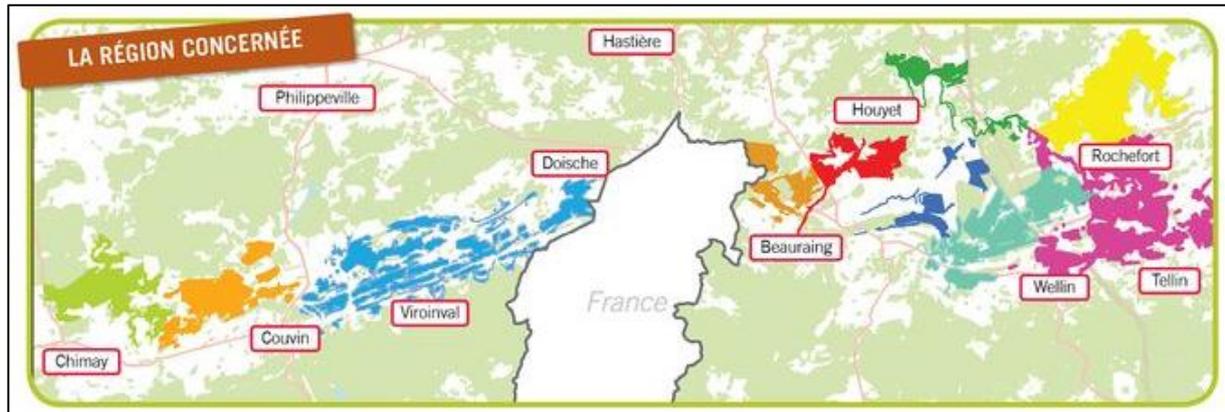


Figure n°4 : Carte du territoire et des sites Natura 2000 concernés par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

En ce qui concerne les actions mises en place par le projet, 6000 buissons d'épineux ont été plantés tout particulièrement destinés à la Pie-grièche écorcheur. Cette dernière bénéficiera également des 13 km de haies installés. Ces actions ont été réalisées selon deux étapes principales :

- 1) Phase de préparation : amélioration de la connaissance des habitats utilisés par la Pie-grièche écorcheur via des **inventaires**. Cela a permis d'identifier 201 cantons répartis dans 9 des 10 sites Natura 2000 ciblés avec une concentration plus importante sur 3 d'entre eux. Il est également intéressant de noter que 2/3 des cantons étaient situés à moins de 75 mètres d'une prairie à haute valeur biologique alors que cet habitat est plutôt rare au sein de la zone d'étude (environ 18,5 % des prairies inventoriées). Ces inventaires ont permis de définir un plan d'action pour les 8 années du projet.
- 2) Phase d'action : les actions sur le terrain ont consisté en trois volets principaux dont deux sont analysés dans le cadre de ce travail : **plantation d'un réseau de haies/buissons** dans les prairies de fauche (idéalement à proximité des territoires occupés par l'espèce, vu leur tendance à l'agrégation) et **plantation de haies discontinues** qui contiennent régulièrement des églantiers très appréciés des adultes pour la construction du nid.

À l'instar du projet LIFE « Pays Mosan », une **sensibilisation** importante, à plusieurs niveaux (agriculteurs, grand public, ...), a accompagné les différentes étapes du projet.

Il est important de souligner que la présentation ci-dessus ne décrit qu'une petite partie des actions réalisées dans le cadre du projet, l'objectif principal du LIFE concernant les prairies maigres de Fagne et de Famenne par la mise en place d'un réseau de 150 hectares de prairies de haute valeur écologique. L'ensemble des informations présentées proviennent du site internet du projet LIFE ainsi que d'un article « La Pie-grièche écorcheur au perchoir ! » paru dans le numéro 79 du magazine Natagora.

État des lieux de la question

Les paysages bocagers sont en interaction constante avec la biodiversité et ont un rôle crucial pour de nombreuses espèces. Un focus est réalisé ici sur les ELB et, dans un premier temps, sur leurs différentes fonctions de soutien à la biodiversité. Ensuite, une attention est portée sur l'évolution des techniques d'inventaire et de cartographie de ces ELB. Après cela, l'évolution des études portées sur trois fonctions (nidification, chasse et connectivité) fournies par les ELB à la biodiversité est explorée.

Rôle des éléments ligneux bocagers dans le soutien à la biodiversité

Les ELB assurent de nombreuses fonctions de soutien à la biodiversité telles que les suivantes : refuge, nidification, chasse et connectivité. À ce titre, ils abritent de multiples espèces, issues d'un grand nombre de groupes taxonomiques, qui fréquentent un ou plusieurs types d'ELB au cours de leur existence. L'utilisation de ces derniers est très variable et dépend des besoins écologiques des espèces qui sont fonction de l'âge des individus, la saison, le régime alimentaire, l'environnement avoisinant, etc. Un focus est réalisé sur les **haies**, **bosquets** et **vergers** en raison de la littérature existant à leur égard. Plusieurs exemples concernant divers groupes taxonomiques vont permettre d'illustrer, de façon non exhaustive, le rôle de ces trois éléments. Afin de garder une cohérence écologique avec les paysages bocagers wallons, les études ayant été réalisées dans le même contexte bioclimatique européen, à savoir « Continental » sont considérées en favorisant les pays limitrophes à la Belgique.

D'abord, il est intéressant de se focaliser sur les réseaux de **haies** et de leurs impacts sur la biodiversité. Les haies correspondent à des conditions microclimatiques favorables qui ont le potentiel de faciliter la persistance ainsi que la migration de nombreuses espèces à travers les paysages. Ces conditions microclimatiques répondent à plusieurs facteurs tels que la largeur, la hauteur et la fermeture de la canopée de la haie. Ces multiples contextes influencent de manière importante la composition floristique et faunique fréquentant la haie et permettent d'attirer une panoplie d'espèces. Une particularité concerne la capacité d'accueil des espèces spécialistes forestières qui nécessite des haies larges dont la canopée est bien développée. Ces-dernières peuvent jouer un rôle crucial pour la survie sur le long terme et la dispersion de ces espèces dans le contexte du changement climatique (Vanneste et al., 2020). Il a également été montré que l'environnement direct et l'âge de la haie, ainsi que le potentiel de colonisation des alentours a un impact déterminant sur la richesse spécifique d'une haie (Litza & Diekmann, 2019 ; Sybertz et al., 2020). Dans une optique holistique, il est important de ne pas se focaliser uniquement sur la diversité α des haies, mais bien de prendre également en compte la diversité β entre ces dernières afin de créer un réseau qui fournit un soutien optimal à la biodiversité dans son ensemble. En ce qui concerne les **bosquets**, la richesse floristique augmente avec l'âge, la superficie ainsi que la diversité de la strate arborée. À l'instar des haies, l'intensité de l'utilisation du sol aux alentours du bosquet a un large impact sur leur richesse spécifique (Varela et al., 2018).

À titre d'exemple, la présence de haies dans les paysages agricoles permet l'accueil d'espèces de la famille des **Carabidae** peu présentes en général dans les cultures. De plus, dans ce contexte, une diminution de la taille moyenne pondérée par la communauté a notamment été montrée dans les assemblages de Carabidae au sein des cultures. En effet, la proportion de carabes de grande dimension augmente avec la distance aux haies ce qui pourrait avoir un impact sur le contrôle des ravageurs (Pecheur et al., 2020). Cette même étude soulève donc la question de la pertinence de l'implantation de haies lorsqu'elles sont déconnectées d'un réseau écologique cohérent, comme dans les paysages

bocagers, et met en garde contre un effet potentiellement négatif des haies isolées pour le support aux populations de Carabidae, et par conséquent aux services qui en découlent. Toujours à propos des Hexapodes, les haies peuvent constituer une ressource de grande valeur pour les **pollinisateurs**. En effet, lorsque la composition floristique est diversifiée et contient des espèces avec une qualité de pollen et de nectar élevée, ainsi que des espèces à longue période de floraison, la haie est fortement convoitée par les abeilles ainsi que d'autres pollinisateurs (Van Den Berge et al., 2018). En outre, il a été montré que la mise en place de haies avait un impact positif sur les populations d'**oiseaux nicheurs** car elles fournissent des sites de nidification. La richesse de ces haies dépend de la proportion de surfaces dédiées à la promotion de la biodiversité au sein des exploitations agricoles (Zingg et al., 2019). De plus, il a été démontré que des linéaires de haies ainsi que les bosquets présents dans un rayon de 500 mètres autour des mares bocagères avaient un effet positif sur la richesse de ces dernières en termes d'**amphibiens**. Les haies fournissent des micro-habitats importants pour l'hivernage, l'estivation et les activités quotidiennes grâce à l'humidité ambiante qui y règne, réduisant les pertes en eau et de ce fait les risques de dessiccation. Tandis que les bosquets fournissent des ressources trophiques significatives, des opportunités d'abri et des conditions microclimatiques adéquates (Boissinot et al., 2019). Par ailleurs, les haies ainsi que les bosquets constituent un habitat important pour l'hivernage de nombreuses espèces d'**araignées** dans les milieux agricoles. Les densités d'individus observées dans ces deux formations semblent équivalentes. Il est intéressant de souligner que les communautés d'araignées abritées par les ELB sont très riches et que la composition spécifique est fortement différente des communautés présentes dans les milieux herbacés. Le service de contrôle biologique des cultures est plutôt assuré par les communautés des milieux herbacés. Le développement du réseau d'ELB ne contribue donc pas à ce service mais constitue un soutien à la biodiversité dans son ensemble (Mestre et al., 2018). Pour terminer, les éléments linéaires tels que les haies constituent des zones de chasse et des corridors de déplacement favorables à de nombreuses espèces de **chauves-souris** (Lacoecilhe et al., 2018). Concernant les bosquets, ils se montrent notamment bénéfiques pour le groupe taxonomique des **carnivores** tels que l'Hermine (*Mustela ermine*), la Belette (*Mustela nivalis*) et le Chat forestier (*Felis silvestris silvestris*). Ce dernier n'est en effet pas strictement limité aux vastes espaces forestiers et peut s'aventurer en milieu agricole jusqu'à 6 km d'une forêt de plus de 100 hectares. Dans ce contexte, les bosquets d'au moins 2 hectares et les vergers abandonnés peuvent servir de refuge sous la forme de « stepping stones » tandis que les linéaires tels que les bandes arborées et les haies ont une fonction de « ligne directrice » pour les déplacements. Ces éléments sont appréciés par les carnivores essentiellement en raison de la forte concentration de rongeurs qui constituent leurs proies principales. De plus, les fonctions de ces différents ELB pour les carnivores varient avec le sexe de l'individu et la saison (Jerosch et al., 2018). Les bosquets, et particulièrement les feuillus, correspondent également au territoire de chasse de nombreuses espèces de chauves-souris wallonnes (Arthur & Lemaire, 2015).

Il faut garder à l'esprit que les notions de « haie » et de « bosquet » englobent un grand nombre de types de linéaires et surfaciques, arbustifs et arborés. Il convient donc de retourner aux définitions empruntées dans chaque publication afin d'interpréter de façon adéquate les résultats présentés ci-dessus. De nombreuses études citées ci-dessus ont également soulevé un rôle important joué par le réseau d'ELB, à savoir l'**échange génétique** entre les populations des différentes espèces animales et végétales. Cette fonction permet en effet le maintien de populations viables sur le long terme.

Ensuite, les **vergers** peuvent sembler hostiles à l'accueil de la biodiversité au vu de leur position parmi les systèmes agricoles épandant les quantités les plus importantes de pesticides et de fertilisants lorsqu'ils sont conduits de façon intensive. Toutefois, la combinaison d'un mode de gestion extensif permettant de réduire les quantités de produits phytosanitaires avec les caractéristiques spécifiques à ce système (pérennité des habitats, habitats multi-strates et diversité végétale aux abords du vergers) permet d'allier les fonctions de production et d'accueil de la biodiversité. La pérennité des habitats permet

l'accueil d'une communauté diversifiée d'**arthropodes** ainsi que le maintien d'un réseau trophique incluant les plus hauts niveaux dont les communautés d'**oiseaux insectivores**. La combinaison de plusieurs strates (herbacée, sous-étage et arborée) fournit une diversité d'habitats et de ressources pour la faune tels que des refuges pour l'hibernation, la diapause, la reproduction ou le repos, ainsi que de la nourriture comme du pollen, du nectar, des hôtes et des proies. Certaines espèces profitent d'une seule strate alors que d'autres tirent profit de l'ensemble. La diversité végétale aux abords du verger provient notamment de la nécessité d'abriter la culture du vent ou de délimiter les parcelles. En général, ces rôles sont assurés par des haies, qui sont parfois constituées de plusieurs espèces, qui enrichissent les compositions floristiques et fauniques du système agricole comme décrit ci-dessus (Simon et al., 2009). Au-delà du soutien de la biodiversité pour elle-même, on parle généralement de **biodiversité fonctionnelle** dans les vergers et particulièrement dans les cultures biologiques. En effet, ce concept permet de limiter les pulvérisations de pesticides en favorisant la régulation « naturelle » des ravageurs par la mise en place d'actions et/ou l'installation de structures qui attirent et abritent les auxiliaires de cultures. De nombreux auxiliaires naturels reposent en effet sur une biodiversité florale importante pour compléter leur cycle de vie. Ces différentes actions et installations sont à insérer dans une philosophie globale et ne sont en général pas réalisées individuellement par les agriculteurs qui les mettent en place. Elles sont favorables à une panoplie d'espèces, incluses dans la notion de biodiversité fonctionnelle ou pas (Penvern et al., 2019).

À titre d'exemple, les vergers riches en entomofaune et connectés à des colonies sont des lieux de chasses de prédilection de nombreuses espèces de **chauves-souris**. Lorsqu'ils sont pâturés, certaines espèces en profitent et se mettent en quête d'insectes coprophages (Arthur & Lemaire, 2015). Les vergers sont également favorables aux populations d'**oiseaux**, et particulièrement lorsque les arbres sont âgés, ainsi que lorsque la végétation sous les arbres est courte et éparse. L'âge influence le diamètre du tronc qui a un impact positif sur plusieurs espèces telles que le pinson, le bruant et les espèces insectivores, ainsi que la densité du feuillage qui correspond à une augmentation de la disponibilité en aires de reproduction et à une plus grande abondance d'arthropodes. Étant donné que de nombreuses espèces sont migratrices, la richesse spécifique de l'avifaune dans les vergers varie avec les saisons. Les communautés d'oiseaux restent, avant tout, largement influencées par l'hétérogénéité du paysage, notamment en termes d'éléments ligneux, aux alentours du verger (Rime et al., 2020). De plus petites dimensions, les **araignées** font également partie intégrante de la biodiversité abritée par les vergers et peuvent y réaliser l'entièreté de leur cycle de vie. Elles sont présentes dans l'ensemble des strates végétales et font partie intégrante de la biodiversité fonctionnelle, notamment pour les vergers de pomme, par leur régime alimentaire insectivore généraliste qui leur permet de chasser des proies de taille et de type très variables (Dib et al., 2020). Pour conclure, une étude récente a établi une carte systématique, basée sur pas moins de 947 articles, qui analyse les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité des vergers dans les régions d'Europe de l'ouest et d'Amérique du nord principalement. Cette étude confirme l'attention particulière portée par le monde scientifique sur les groupes des arthropodes, des abeilles/pollinisateurs, des araignées et des oiseaux dans le cadre de la relation entre les vergers et la biodiversité (Van Der Meer et al., 2020).

À nouveau, il est important de placer les résultats présentés dans le contexte des vergers étudiés. Les vergers présentent en effet une diversité importante, notamment sur le plan structurel (hauteur de la tige, âge des arbres, aménagement au sein même du verger ou en périphérie, ...), sur le plan de l'environnement paysager du verger (bocage, openfield, ...), ainsi que sur le plan des méthodes de gestion (conventionnelle, biologique, ...).

Au vu de la riche littérature révélant les multiples fonctions des ELB dans le rôle de soutien à la biodiversité, il n'est pas étonnant que plusieurs projets LIFE y prêtent attention en Wallonie, et cela particulièrement dans le cadre de l'amélioration de l'état de conservation de populations d'oiseaux et de chauves-souris.

Évolution des techniques de cartographie des éléments ligneux bocagers

Les ELB, inclus dans la notion d'arbres hors-forêt, prodiguent de nombreux services dont le soutien à la biodiversité. A ce titre, les répertorier, les décrire et les cartographier représente un enjeu majeur pour leur compréhension ainsi que pour leur gestion.

Traditionnellement, les recensements des ELB ont été réalisés **sur le terrain**, comme dans le cadre de la Carte du dépôt de la guerre réalisée à la fin du XIX^{ème} siècle qui constitue le premier levé topographique officiel du royaume de Belgique. Cette carte est issue d'une longue phase de relevés sur le terrain, ayant duré pas moins de 13 années (1860-1873), qui a recensé plusieurs ELB tels que les vergers, haies ainsi que certains arbres inclus dans les clôtures en levées de terres. Plusieurs pays ont également inclus les ELB dans les inventaires forestiers nationaux qui se réalisent également sur le terrain. Toutefois, cette façon de procéder induit de nombreuses contraintes comme la demande importante en temps et déplacement ainsi que le problème des propriétés privées et/ou dont l'accès est limité (militaire, présence de bétail, ...). Une façon de réduire le temps de la phase de terrain est de réaliser un **échantillonnage** afin d'extrapoler les résultats à de plus larges échelles, comme la FAO l'a réalisé dans le programme « National Forest Monitoring and Assessment (NFMA) » (Schnell et al., 2015a). Toutefois, cette technique de recensement ne semble pas adaptée aux ELB. En effet, elle ne permet pas de détecter avec précision la diversité structurelle ainsi que la configuration paysagère des éléments, et ce particulièrement pour les réseaux de linéaires, à l'exception des contextes dans lesquels les ELB sont abondants et répartis uniformément sur la surface d'étude. Une solution serait d'agrandir les tailles des parcelles d'échantillonnage, mais il semble plus pertinent et efficace de recourir aux techniques de télédétection.

En effet, des données issues d'**acquisition aérienne** avec une faible résolution spatiale (supérieure à 60 mètres) pourraient déjà donner un aperçu de l'étendue d'une partie de la ressource en ELB. Ces données sont disponibles à faibles coûts voire gratuitement et permettent de planifier des inventaires sur de grandes échelles. Toutefois, la résolution n'est pas suffisante pour identifier les plus petits éléments tels que les arbres seuls et les petits bosquets. Une autre voie est l'utilisation de télédétection optique à résolution moyenne (entre 2,5 et 60 mètres) qui permet de construire des cartes de la couverture de sol qui peuvent servir de base à l'établissement des efforts d'échantillonnage dans le cas de réalisation d'échantillonnage stratifié notamment. La dernière voie est l'utilisation de données à très haute résolution (inférieure à 2,5 mètres) qui permettent de créer des cartes de végétation très détaillées. Ces données sont actuellement issues de deux sources principales : les images aériennes/spatiales et le LiDAR aérien ou une combinaison des deux (Maack et al., 2017). Les informations en 3D, issues de la technologie LiDAR, sont particulièrement appropriées pour la caractérisation de la structure de la végétation tandis que les images aériennes fournissent des informations spectrales capitales sur la végétation, tel que l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) (Eitel et al., 2016). Dans le cas des ELB, deux étapes principales de traitement se distinguent : l'identification des arbres hors forêts et leur classification. Tandis que la première étape est réalisée de façon assez aisée par de multiples approches combinant l'une ou l'autre source de données, la classification, et particulièrement son automatisation, constitue l'enjeu actuel de la cartographie des ELB. En effet, alors que certaines équipes

séparent les éléments en deux classes : arbre isolé ou groupe d'arbres connectés (Straub et al., 2008), d'autres parviennent à ajouter notamment la classe des éléments linéaires (Singh & Chand, 2012 ; Pujar et al., 2014 ; Seidel et al., 2015 ; Lucas et al., 2019) de façon totalement automatisée ou non.

C'est précisément sur ce point que la méthode Bolyn et al. 2019 sort du lot. En effet, elle va au-delà de la première étape de classification géométrique, effectuée par les équipes ci-dessus, et réalise une **analyse spatiale du voisinage** qui permet de distinguer **7 classes d'ELB** avec une précision globale de 78,4%. En plus d'être totalement automatisée, la méthode est basée sur les critères géométriques et spatiaux des mesures agro-environnementales mises en place par l'union européenne avec une adaptation pour les systèmes d'information géographique pour la réalisation des classes (Bolyn et al., 2019). En outre, ces classes permettent d'isoler les principaux ELB selon les fonctions (nidification, chasse, déplacement, ...) qu'ils prodiguent aux espèces-cibles concernées par ce travail. Les prouesses techniques de cette méthode associées à l'étroite relation des sept classes identifiées avec les espèces-cibles ont conduit à son adoption pour la réalisation de ce travail.

Toutefois, il est important de souligner les **faiblesses** de cette méthode. Malgré la haute précision globale, la classe des « Alignement d'arbres » possède une précision de production de 35%. Cette classe est en effet très sensible à l'étape de détection des éléments car si un élément n'est pas détecté, les parties restantes risquent d'être exclues de la classification si leurs longueurs sont trop faibles. L'équipe de Bolyn a également remarqué qu'un grand nombre d'« Alignement d'arbres » étaient classifiés comme des « Arbres agglomérés » qui sont considérés ici comme des « Vergers ». Cette erreur provenait en général dans ce cas du recouvrement ou de la proximité d'alignements d'arbres présents des deux côtés d'une route ou d'un chemin dont la largeur était faible. Un post-traitement réalisé à partir des couches cartographiques des éléments linéaires structurants du paysage telles que les routes et les rivières pourrait améliorer la caractérisation de la ressource en ELB. Au niveau des précisions de consommation, la classe « Arbustes » possède la valeur la plus faible avec 58%. Ce manque de précision se décline en trois cas principaux : de nombreux « Arbustes » ont en effet été prédit là où il n'y en avait pas, à la place de « Vergers » ou d'« Arbres isolés ». Le premier cas correspond en général à des petits éléments urbains avec des valeurs de NDVI proche de celles de la végétation, le second est apparu lorsque les arbres agglomérés étaient de faible hauteur, et le troisième provient des règles de différenciation des arbustes et arbres isolés qui sont basées sur la superficie ainsi qu'une valeur de circularité qui semble être une approche trop simpliste. Ces considérations reflètent la baisse d'efficacité pour les ELB dont la hauteur est inférieure à 3 m, ce qui entraîne des omissions ainsi qu'une pauvre ou incomplète délimitation des ELB.

Cependant, les données utilisées dans le cadre de ce travail sont issues d'une **version améliorée** du traitement présenté ci-dessus par l'équipe de Bolyn elle-même. Ils ont effectivement eu l'occasion d'augmenter les performances de la méthode dans le cadre du projet « Interreg Forêt Pro Bos » qui est actuellement en phase terminale.

Évolution de l'étude de l'interaction de trois fonctions (nidification, chasse et connectivité) des éléments ligneux bocagers avec la biodiversité

Dans le cadre de ce travail, trois fonctions principales assurées par les ELB pour les espèces-cibles des projets LIFE sont étudiées. En effet, la pie-grièche écorcheur utilise les ELB plutôt comme site de nidification et de chasse tandis que les chauves-souris les empruntent essentiellement pour se déplacer entre leur gîte et les zones de chasse ainsi que comme zone de chasse en tant que telle. Ce travail va

s'atteler plus profondément à l'analyse de la fonction de déplacement pour les espèces de chauves-souris, qui correspond à l'étude de la connectivité des ELB. La notion de connectivité se décline en deux composantes : structurelle et fonctionnelle. Tandis que la première décrit les relations de proximité et d'arrangement entre les taches d'un type d'habitat ou de la matrice au sein d'un paysage, la seconde décrit la probabilité ou la capacité de se déplacer entre ou à l'intérieur de taches pour une espèce donnée (Carlier et al., 2019).

Avant de procéder aux calculs d'indices ou de métriques, il est important de conceptualiser le paysage afin de simplifier la réalité et de la rendre apte à être étudiée. Le modèle le plus populaire qui illustre la connectivité est sûrement celui établi par Forman, qui catégorise les réseaux d'habitats en trois catégories : (1) les **taches d'habitats** qui constituent des surfaces utilisées par les espèces comme source de nourriture, abri ou pour la reproduction, (2) les **corridors** qui sont des zones de connectivité fonctionnelle pour la biodiversité qui permettent des échanges d'individus entre populations, (3) la **matrice** qui est la zone du paysage exclue de l'habitat de l'espèce considérée et donc non-utilisée (Forman, 1995). Toutefois, actuellement, un autre modèle est au cœur de l'attention scientifique pour l'étude de la connectivité : la **théorie des graphes**. Celle-ci représente les taches d'habitats par des nœuds et les déplacements potentiels des flux de gènes ou d'individus par des liens connectant les nœuds (Duflot et al., 2018). En ce qui concerne les analyses dédiées aux chauves-souris : les milieux forestiers, les bosquets et les vergers sont considérés comme les taches d'habitats ou les nœuds au vu de leur fonction de zone de chasse, et les ELB restants sont considérés comme les corridors ou les liens au vu de leur fonction de déplacement pour les chauves-souris, la matrice étant le reste du paysage. Concernant la Pie-grièche écorcheur, les ELB sont considérés comme les taches d'habitats ou les nœuds au vu de leur fonction de zone de nidification et de chasse, les corridors ou liens entre les ELB fournissant les deux fonctions respectives sont évalués uniquement sur un critère de distance et non de couverture du sol. Le reste est considéré comme la matrice.

Une première approche pour étudier les fonctions prodiguées par les ELB à la biodiversité est de calculer leur densité, comme cela a été fait pour l'étude des assemblages de petits mammifères entre des paysages agricoles plus ou moins intensifs en Bretagne (Michel et al., 2007). Une approche analogue qui permet de prendre en compte l'impact des éléments situés en bordures mais externes à la zone considérée est le calcul de « **distances moyennes** ». Cette approche permet de comparer assez facilement deux périodes, de manière semblable à ce qui est réalisé dans ce travail pour l'analyse de l'évolution avant/après LIFE. Au-delà des distances moyennes, de nombreuses métriques existent pour qualifier la connectivité et donc la qualité des réseaux d'habitats. Elles sont réparties en deux groupes principaux : (1) celles qui mesurent les propriétés émergentes de l'ensemble du réseau et (2) celles qui mesurent le rôle d'espèces, de nœuds, de sites ou d'habitats individuellement au sein du réseau. Par exemple, l'« imbrication » et la « modularité » font partie de la première catégorie et qualifient l'ensemble du réseau. Un réseau est imbriqué lorsque les communautés de sites qui ont peu d'espèces sont des sous-ensembles des communautés de sites qui ont plus d'espèces, tandis que la modularité évalue le degré de division d'un réseau en modules (ensemble de sites, d'habitats et d'espèces qui interagissent plus les uns avec les autres qu'avec ceux extérieurs au module). Toutefois, dans le cadre de ce travail qui s'attèle à décrire des espèces individuellement, les métriques de la seconde catégorie se montrent d'avantage pertinentes. L'« influence apparente » évalue à quel point un site participe au maintien des espèces présentes dans un autre site tandis que la « force du nœud », également nommée « potentiel de recrutement » dans certains cas, quantifie l'importance d'un site unique en prenant compte de la dépendance de l'espèce à ce site (Marini et al., 2019 ; Nardi et al., 2019). Ces dernières métriques sont adaptées et rassemblées sous la notion de « **force de l'élément** » pour ce travail en considérant un site comme un ELB. Son importance est fonction de la distance au site de nidification pour la Pie-grièche écorcheur et à la colonie d'été pour les espèces de chauves-souris. Une autre métrique reconnue, caractérisant cette fois la

connectivité fonctionnelle, est la « **connectivité équivalente** » qui correspond à la quantité d'habitat accessible. Elle est traduite en une tache unique dont la superficie permet de caractériser la connectivité et ainsi de comparer plusieurs paysages (Bergès et al., 2020). Dans le cadre de ce travail, cette métrique est utilisée dans le cas particulier des Petit rhinolophe et du Grand rhinolophe au vu de leur exigences écologiques strictes en termes de connectivité et de distances entre les ELB.

Les métriques présentées ci-dessus peuvent être calculées manuellement par interface GIS ou via des **logiciels** spécifiques. Actuellement, le logiciel *Graphab* est largement emprunté pour l'étude de la connectivité par la théorie des graphes. Son atout majeur est l'intégration de la construction et de la visualisation des graphes, des analyses de connectivités ainsi que des liens avec des données externes. En outre, il est aisément interfacé via les systèmes d'information géographique (Foltête et al., 2012). Concrètement, le traitement nécessite au préalable la création d'une carte ou d'un indice des habitats appropriés grâce à un modèle de distribution de l'espèce. Le logiciel en libre-accès *Maxent* est actuellement largement utilisé et permet de créer le modèle de distribution de l'espèce à partir d'une banque de données d'occurrence de l'espèce combinée à des variables environnementales (Phillips et al., 2006). Ensuite, la carte ou indice des habitats appropriés, combiné à la taille de domaine vital de l'espèce, est transformé en graphe spatial via le logiciel *Graphab* et permet d'identifier les nœuds. Les liens, quant à eux, sont créés à partir de la technique du « chemin de moindre coût » entre les différents nœuds, soit en prenant compte de la perméabilité de la matrice paysagère décrite en général par une carte de résistance, soit simplement en utilisant la distance euclidienne. La carte de résistance peut provenir d'avis concertés d'experts ou des résultats obtenus par *Maxent* qui sont alors inversés. Après cela, le graphe spatial permet la représentation du réseau d'habitat ainsi que le calcul des métriques de connectivité au sein de *Graphab* (Duflot et al., 2018 ; Tarabon et al., 2019b). Par ailleurs, une récente étude a montré la possibilité d'implémenter des projections climatiques au sein de *Graphab* afin d'en étudier les impacts potentiels sur la connectivité des habitats de deux espèces d'amphibiens (Préau et al., 2020).

Un autre logiciel se montre pertinent pour l'analyse de graphe spatial : *Conefor Sensinode 2.2*. Ce dernier a spécialement été conçu pour constituer un outil d'aide à la prise de décision pour la conservation d'habitats ou l'aménagement du paysage. Il a apporté de nouvelles métriques spécialement adaptées à l'identification des éléments paysagers critiques pour la connectivité. (Saura & Torné, 2009). Une récente étude constitue un exemple pertinent dans le cadre de ce travail en analysant l'impact du développement d'une autoroute sur la connectivité fonctionnelle de chauves-souris. Pour ce faire, la nouvelle version du logiciel *Conefor 2.6* a été utilisée en utilisant la métrique « Probabilité de connectivité » qui quantifie l'importance des éléments d'habitat structurels ainsi que leur contribution à la connectivité globale du paysage (Carlier et al., 2019).

Malgré la pertinence de ces trois logiciels pour l'étude de la connectivité, ils ne sont pas exploités dans le cadre de ce travail. Ils nécessitent en effet un travail préparatoire important ainsi qu'une maîtrise des métriques très pointues. Les traitements sont ainsi réalisés sur *QGIS Desktop* version 2.18.24 ainsi que *RStudio* version 1.2.5019, et consistent en l'analyse de 3 indices adaptés de la littérature. Deux indices, « Distance moyenne » et « Force de l'élément » étudient les fonctions d'accueil pour la nidification et de connectivité structurelle, tandis que le troisième, « Connectivité équivalente » étudie la fonction de connectivité fonctionnelle.

Objectif - Stratégies scientifiques

Au vu de la littérature, les réseaux bocagers considérés uniquement sous l'angle des éléments ligneux fournissent un soutien important à la biodiversité. La méthode de Bolyn et al. 2019 semble pertinente pour leur identification et classification des ELB dans le contexte de la région Wallonne. Afin d'étudier l'interaction entre ces ELB et la biodiversité, les trois métriques identifiées, « Distance moyenne », « Force de l'élément » et « Connectivité équivalente », permettent d'étudier les trois fonctions considérées pour ce travail : accueil pour la nidification, zone de chasse ainsi que connectivité.

Ce travail a pour objectif d'étudier l'impact d'une partie des actions de renforcement du maillage écologique bocager mises en place par deux projets LIFE, « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères », sur les fonctions d'accueil pour la nidification, de zone de chasse ainsi que de connectivité fournies au travers du réseau d'ELB. L'analyse de cet impact est réalisée après caractérisation de l'état des lieux avant-projets. Cela permet de dresser un état des lieux avant et après-projets de ces trois fonctions soutenues par les ELB présents dans les zones d'action des deux projets LIFE. Seule une partie des actions de renforcement du maillage écologique bocager n'est donc prise en compte pour ce travail. Cette partie correspond aux actions de plantation d'ELB (haies, buissons et vergers) au sein d'une partie des zones d'action de la Pie-grièche écorcheur ainsi qu'au sein des tampons autour des colonies d'été de Petit rhinolophe et de Grand rhinolophe identifiées par les LIFE.

Matériel et méthode

La classification de Bolyn et al., 2019 est d'abord présentée en détails. Ensuite, les espèces-cibles sont décrites sommairement et leurs besoins en termes d'ELB sont caractérisés en lien avec la classification. Par après, l'identification des éléments ligneux par la technologie LiDAR est présentée, dans laquelle les couches cartographiques de plantations des projets LIFE sont utilisées afin d'établir les états des lieux avant et après-projet. Les calculs des métriques, à partir de ces états des lieux, sont ensuite décrits.

Classification de Bolyn et al., 2019

La classification ainsi que la définition des caractéristiques structurelles des ELB présentées ci-dessous proviennent du travail de Corentin Bolyn et son équipe (Bolyn et al., 2019). Certaines caractéristiques sont ensuite adaptées à chaque espèce selon leurs exigences écologiques spécifiques. L'ensemble des adaptations aux définitions présentées ci-dessous sont présentées dans un encadré à la fin de la présentation de chaque espèce. La classification a été inspirée des exigences mises en place par le Service Public de Wallonie (SPW) pour le contrôle des mesures agro-environnementales et l'allocation des financements adaptées pour les traitements sur logiciel cartographique. Pour la suite du travail et des analyses, 6 types d'ELB sont donc considérés :

1. **Arbre isolé** : tache qui représente une couronne d'arbre individuelle et dont la superficie est supérieure à 12,6 m². La distance entre l'extrémité de sa couronne et les haies, bosquets ainsi que les forêts est plus grande que 5 m. La distance entre l'extrémité de sa couronne et les autres taches est supérieure à 10 m. La circularité (C) est supérieure à 0.75 (circularité = $4\pi A/P^2$ où A est l'aire du polygone et P est le périmètre) ;

2. **Bande arborée** : groupe linéaire de minimum 5 taches dont la distance des couronnes est inférieure à 10 mètres ;

3. **Arbres agglomérés** : groupe de taches qui ne correspondent pas aux critères des bandes arborées. La distance entre les couronnes consécutives est inférieure à 10 m ;

4. **Haie** : élément linéaire continu dont la longueur (L) minimum est de 10 m et dont la largeur moyenne (W) est de maximum 20 m. L'élongation (E) est supérieure à 3 ($E=L/W$ où E est l'élongation, L est la longueur et W est la largeur). Les éléments voisins de haies sont rassemblés si leur distance est inférieure à 5 m ;

5. **Bosquet** : élément continu mais non-linéaire, l'aire (A) est supérieure à 400 m². Les bosquets sont considérés dans leur entièreté ou uniquement pour leur lisière. Dans ce dernier cas, la hauteur est mesurée à 1 m vers l'intérieur du bosquet ;

6. **Buisson** : tache non assignée aux autres classes, ayant une distance inférieure à 5 m aux haies, bosquets ou forêts voisins et une distance de moins de 10 m à la tache la plus proche. Cette classe correspond aux buissons, aux arbres ne rencontrant pas le critère des arbres isolés et aux bosquets dont la superficie est inférieure à 400 m².

La figure n° 5 ci-dessous, issue de la publication de Bolyn et al., 2019, illustre à partir d'orthophotos les 6 classes d'ELB.



Figure n°5 : Illustration des 6 classes d'éléments ligneux bocagers. 1 : Arbre isolé, 2 : Bande arborée, 3 : Arbres agglomérés, 4 : Haie, 5 : Bosquet, 6 : Buisson. Bolyn C., Lejeune P., Michez A. & Latte N., 2019. Automated classification of trees outside forest for supporting operational management in rural landscapes. *Remote Sens.* **11**(10).

Dans le cadre de ce travail, la classe « Arbres agglomérés » est considérée comme des « Vergers » pour simplifier les analyses. Cette simplification est questionnée plus tard dans la discussion.

Espèces-cibles et caractéristiques écologiques

Dans le cadre de ce travail, une espèce d'oiseau et deux espèces de chauves-souris sont étudiées. Ces espèces figurent parmi les espèces-cibles des projets LIFE « Prairies bocagères » et « Pays Mosan ». Elles sont décrites ci-dessous succinctement selon le schéma suivant : introduction et statuts de protection belges et européens, évolution des populations wallonnes, état actuel des populations wallonnes, habitat et caractéristiques structurelles des ELB favorables à l'espèce. Un ou deux tableaux finaux résument les spécifications des conditions écologiques structurelles des ELB favorables à chaque espèce en termes de zone de nidification, de connectivité et de chasse. Ils font le lien avec le chapitre suivant relatif à leur identification par la technologie LiDAR.

1) Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*)

Dès le début du mois de mai, des individus à calotte grise, au nez épais et crochu ainsi qu'au masque noir scrutent les plaines herbagères du sommet d'une haie ou d'un buisson. Ces prédateurs hauts placés dans la chaîne alimentaire sont célèbres pour constituer des réserves de nourritures nommées « lardoirs », correspondant à des épines ou des fils barbelés où les excès de proies (essentiellement des insectes) sont empalés. Les individus de cette espèce peuvent atteindre 47 g et 18 cm. Par ses besoins alimentaires riches et variés, elle constitue un bioindicateur judicieux reflétant la qualité biologique des prairies ainsi que du réseau d'ELB. Elle bénéficie de la protection définie par l'Article 2 de la Loi du 12 juillet 1973 de la Conservation de la Nature et est inscrite dans l'annexe 11 au niveau des législations régionales, tandis qu'au niveau européen, elle est mentionnée dans l'Annexe 1 de la Directive CEE/79/409.

Après avoir occupé l'ensemble de la Wallonie au 19^{ème} siècle, l'espèce a décliné dès le début du 20^{ème} siècle pour atteindre une situation critique lors de l'atlas national de 1973-77 avec 320-450 couples dans l'ensemble des paysages wallons pour une présence presque exclusivement en Ardenne orientale. Une augmentation des effectifs a été observée depuis ce creux et la population semble se stabiliser malgré des fluctuations locales. Il est important de resituer le redressement de la population de la Pie-grièche des années 1980-1990 dans un contexte général favorable en Europe occidentale. En lien avec ce redressement, visible par l'expansion de sa population, la Pie-grièche a quitté la liste rouge entre 1997 et 2010 et n'est donc plus menacée à l'heure actuelle à l'échelle de la Wallonie (Paquet & Jacob, 2010).

Actuellement, la Pie-grièche écorcheur est présente en Lorraine, Fagne-Famenne, Ardenne centrale et orientale ainsi qu'en région limoneuse de façon exceptionnelle. La répartition de l'espèce est très hétérogène et dépend hautement de la qualité des sites d'accueil. L'effectif a été estimé au début du siècle en Wallonie à 3700 cantons (figure n°6) qui sont principalement présents en Ardenne, Lorraine et Famenne. Il est important de souligner que la moitié de l'effectif de l'espèce est située au sein ou à proximité immédiate d'un site Natura 2000. Son avenir, au-delà d'être lié aux politiques régionales agricoles, est donc également lié aux stratégies de gestion et de conservation appliquées dans les sites Natura 2000.

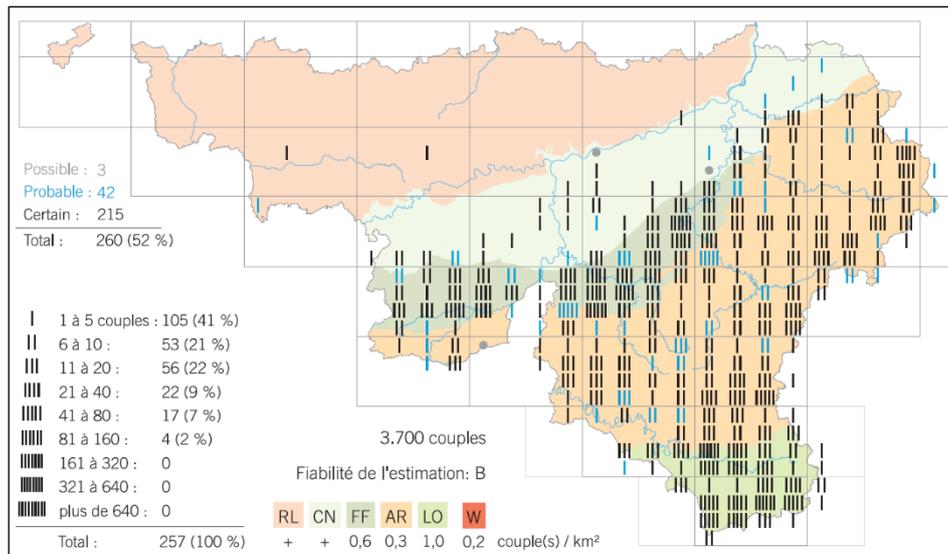


Figure n° 6 : Distribution des couples de Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) inventoriés lors de l'Atlas des Oiseaux nicheurs de Wallonie réalisé entre 2001 et 2007.

L'habitat de prédilection de la Pie-grièche écorcheur est constitué par des complexes hétérogènes de milieux semi-ouverts à vocation bocagère sous forme de territoires variant de 1 à 3 hectares. Ces derniers correspondent généralement à des élevages bovins conservés par des techniques agricoles extensives. L'établissement des nids ainsi que la technique de chasse à l'affut nécessitent la présence d'un réseau d'éléments ligneux (haies, épineux, jeunes résineux, ronciers), la présence de perchoirs ainsi que l'imbrication de végétations hautes et rases afin de fournir des proies en quantité ainsi qu'une visibilité permettant de les capturer. Ces caractéristiques justifient l'attrait des milieux agricoles au caractère bocager présents en Lorraine et Famenne, tandis qu'en Ardenne, la Pie-grièche écorcheur affectionne les jeunes plantations ou régénérations naturelles de résineux (Titeux, 2010). Toutefois, une étude approfondie sur son habitat, d'une durée de 10 ans en Lorraine belge, a montré que les vergers ainsi que les lisières forestières n'étaient pas fréquentés de façon significative (Van Nieuwenhuyse & Vandekerkhove, 1992).

Les caractéristiques structurelles des ELB favorables à la Pie-grièche écorcheur cartographiés sont séparées en deux catégories : « Site de nidification » et « Perchoirs de chasse ». Une partie des valeurs présentées provient d'une étude menée en Calestienne par Nicolas Titeux et son équipe (Titeux et al, 2007). La largeur des haies correspondant aux sites de nidification est maximisée à 3 mètres selon le « Guide de Gestion des haies en milieu bocager pour les réserves naturelles » réalisé par Amélie Masbou dans le cadre d'un Stage chez Natagora en 2019.

Caractéristiques spécifiques des ELB - Site de nidification :

1. Arbre isolé : exclu
2. Bande arborée : exclue
3. Verger : exclu
4. Haie : 1 à 6 m de hauteur avec une largeur moyenne comprise entre 1 m et 3 m
5. Bosquet : exclu
6. Buisson : 1 à 6 m de hauteur dont la longueur est inférieure à 5 m

Caractéristiques spécifiques des ELB - Perchoir de chasse :

1. Arbre isolé : 1 à 4 m de hauteur
2. Bande arborée : exclue
3. Verger : exclu
4. Haie : 1 à 4 m de hauteur
5. Bosquet : exclu
6. Buisson : 1 à 4 m de hauteur

NB : distance maximale de 40 m à un site de nidification

2) Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*)

Plus connu sous le nom de « petit fer à cheval », surnom dû à la forme de son museau caractéristique, le Petit rhinolophe ne dépasse guère 45 mm de longueur. Un autre trait remarquable de cette espèce est sa capacité à s'emballer complètement dans ses ailes au repos et en hibernation. Elle est également capable d'émettre par les narines des ultrasons à une fréquence très élevée pouvant dépasser les 100 KHz. Cette espèce est mentionnée dans les Annexes 2a et 9 du décret du 6 décembre 2001, rendant cette dernière intégralement protégée au niveau des législations régionales, tandis qu'au niveau européen, elle est mentionnée dans les Annexes 2 et 4 de la Directive CEE/92/43.

Alors que le Petit rhinolophe est situé à la limite septentrionale de son aire de répartition en Wallonie, il constituait l'espèce la plus couramment rencontrée en milieu souterrain durant les années 1950 avec une population d'environ 300 000 individus sur le territoire belge. Malheureusement, ses populations ont drastiquement chuté. Il a effectivement été montré, lors d'une étude portant sur les populations de chauves-souris présentes dans le sud de la Belgique, qu'entre les inventaires de 1939-1952 et 1995-2008, 96% des effectifs de l'espèce ont disparu (Kervyn et al, 2009). A première vue, l'origine de son déclin semble liée à ses conditions écologiques strictes qui lui fournissent une faible résilience face aux évolutions paysagères qui se déroulent depuis plusieurs décennies en Wallonie. Toutefois, l'effondrement des populations qui s'est déroulé au cours du 20^{ème} siècle proviendrait d'un empoisonnement massif par des pesticides dont le Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) (Arthur & Lemaire, 2015). Cela a mené l'espèce au statut IUCN « En situation critique » à l'échelle régionale ainsi qu'à sa nomination deux années d'affilée (2018 et 2019) en tant que « BatLife Species of the Year » par l'ONG BatLife Europe.

Actuellement, il reste environ 200 individus répartis selon 3 colonies de reproduction (figure n°7). Après la présentation d'un avenir très incertain pour le Petit rhinolophe ci-dessus, cette figure nous indique une légère augmentation de l'aire d'occupation lors du passage au troisième millénaire autour des colonies restantes. Nous observons en effet une lente mais régulière amélioration en Europe comme en Wallonie des populations de Petit rhinolophe depuis le début des années 1990. Cette dernière est notamment à mettre en perspective avec l'interdiction d'utilisation du DDT en Europe dans les années 1970.

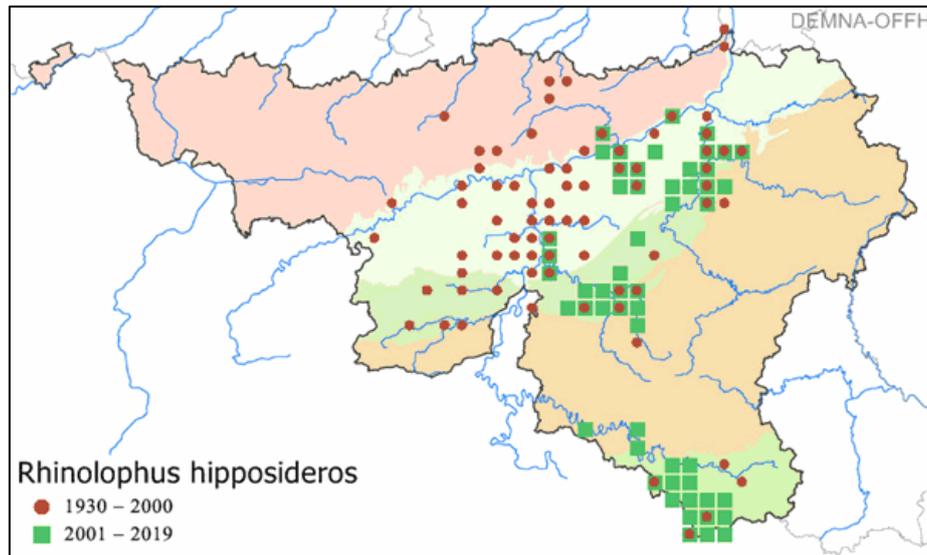


Figure n°7 : Distribution des effectifs de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019.

Le Petit rhinolophe passe ses hivers dans des milieux souterrains de taille très variable dans lesquels la température ambiante est stable et se situe entre 7 et 11 °C. En outre, l'humidité ambiante est un facteur important et doit être proche de la saturation. La localisation des gîtes d'hiver détermine de façon importante la distribution estivale des effectifs. Effectivement, les gîtes d'été et d'hiver sont rarement distants de plus de 10 km en raison des conditions pointues de déplacement de l'espèce. Cette dernière nécessite des espaces dont le volume dépasse 30 m³ et qui sont accessibles directement en vol pour établir ses gîtes d'été. Les colonies de reproduction peuvent atteindre une centaine d'individus et sont extrêmement sensibles aux dérangements. Il est possible d'observer une cohabitation avec d'autres espèces de chauves-souris telles que le grand murin et le murin à oreilles échanquées au sein des gîtes d'été. En ce qui concerne ses capacités de déplacement, le petit Rhinolophe ne s'éloigne jamais, lors de ses déplacements, des éléments linéaires arborés tels que les lisières, les vergers, les haies, bandes arborées. Les buissons et arbres isolés ont ainsi été mis de côté pour cette espèce. Les zones de chasse correspondent aux parcs, taillis, bois clairsemés, vergers, lisières des forêts de feuillus ou hautes haies qui délimitent les pâtures.

Les caractéristiques structurelles des ELB font référence ici à leurs fonctions de connectivité et de zones de chasse simultanément. Une caractéristique primordiale concerne les distances maximales d'écartement entre les ELB. Il a en effet été montré que le Petit-rhinolophe ne s'écarte jamais de plus d'un mètre d'un ELB lors d'une étude menée dans le sud de la Belgique (Motte & Libois, 2002). D'autres études ont observé des individus traversant des trous dont la largeur atteignait 3 à 4 m entre les éléments d'un même linéaire. Une distance intermédiaire de 2,5 m est donc retenue pour la suite du travail et des analyses.

Caractéristiques spécifiques des ELB - Connectivité et chasse :

1. Arbre isolé : exclu
2. Bande arborée : pas de conditions spécifiques
3. Verger : pas de conditions spécifiques
4. Haie : pas de conditions spécifiques
5. Bosquet : pas de conditions spécifiques
6. Buisson : exclu

NB : rayon de 2,5 km autour des gîtes estivaux identifiés, distance de 2,5 m maximum entre les différents ELB

3) Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*)

Partageant beaucoup de caractéristiques telles que la forme du museau, la position au repos et la situation en limite d'air de répartition, avec son compagnon du même genre, le Grand rhinolophe se distingue par sa taille plus importante pouvant atteindre 71 mm. Ses émissions d'ultrasons sont également de fréquence plus faible et dépassent parfois les 80 KHz. Il a un vol lent et papillonnant caractéristique. Les statuts de protections régionaux et européens sont similaires à ceux du Petit rhinolophe.

À l'instar du Petit rhinolophe, le Grand rhinolophe est situé à la limite septentrionale de son aire de répartition en Wallonie. Effectivement, l'espèce était initialement méditerranéenne et s'est déplacée vers le nord en profitant d'aménagements anthropiques tels que les combles et les carrières souterraines. Bien que très présentes dans les années 1950, ses populations ont drastiquement chuté. Selon l'étude menée par Kervyn et son équipe, 89% des effectifs ont disparu entre les inventaires de 1939-1952 et 1995-2008 (Kervyn et al, 2009). L'origine de son déclin et son statut IUCN sont, à nouveau, équivalents à ceux du Petit rhinolophe. Toutefois, les conditions écologiques du Grand rhinolophe sont moins strictes, notamment au niveau de la taille des trous au sein des linéaires, ce qui pourrait expliquer la réduction légèrement moins importante des effectifs.

Actuellement, il reste à peine quelques centaines d'individus dont la répartition est plus étalée que le Petit rhinolophe grâce à sa meilleure capacité de dispersion (figure n°8). L'évolution positive des effectifs lors du passage du dernier millénaire est également observée ici.

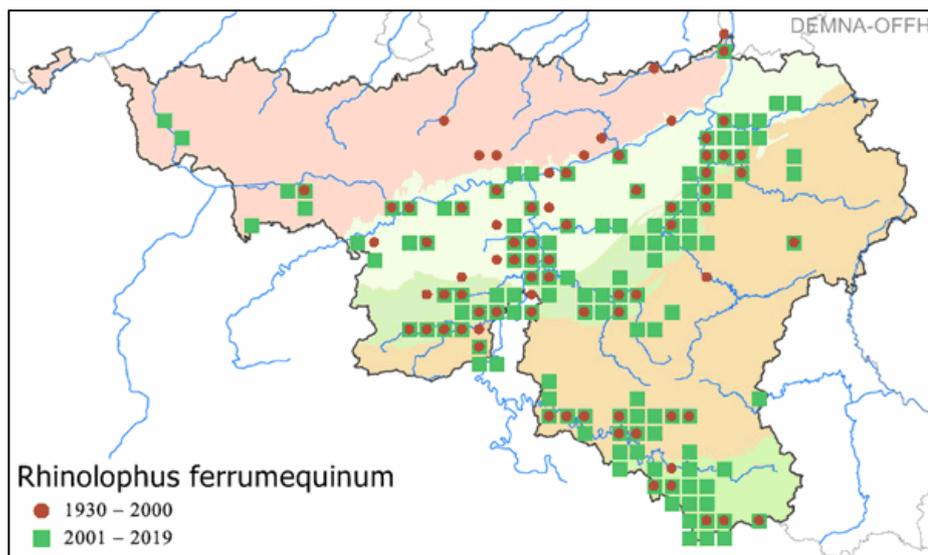


Figure n°8 : Distribution des effectifs de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019.

Le Grand rhinolophe possède de nombreuses caractéristiques communes au Petit en termes d'habitat. Certains points diffèrent du moins, comme la distance entre les gîtes d'été et d'hiver qui peut dépasser 30 km. En outre, le volume nécessaire pour les gîtes d'été doit dépasser cette fois-ci 100 m³. Ces derniers doivent également correspondre à un micro-climat chaud (> à 25°C) ainsi qu'être sombres et sans courant d'air, permettant d'assurer une quiétude parfaite. Les colonies de reproduction sont moins importantes et atteignent quelques dizaines d'individus. Il est possible d'observer une cohabitation au sein des gîtes d'été avec d'autres espèces de chauves-souris, en particulier le Murin à oreilles échancrées. Les zones de chasse correspondent aux boisements clairs, falaises, bandes boisées, lisières des forêts de feuillus ou des grandes haies qui délimitent les pâtures, bords des eaux stagnantes et courantes, ou dans les parcs et jardins.

Les caractéristiques structurelles des ELB font référence ici à leurs fonctions de connectivité et de zones de chasse simultanément. Il a été montré que la probabilité d'observer un Grand rhinolophe dans un ELB était élevée (supérieure à 50%) quand la largeur des trous entre les différents éléments était inférieure à 38 mètres (Pinaud & al, 2018). Il apprécie les haies et bandes arborées hautes, dont la hauteur est supérieure à 6 m. En effet, ce type de haie permet de concentrer les insectes par temps de vent fort et fait office de perchoir pour la technique de chasse à l'affut pratiquée par le Grand rhinolophe.

Caractéristiques spécifiques des ELB - Connectivité et chasse :

1. Arbre isolé : pas de conditions spécifiques
2. Bande arborée : hauteur supérieure à 6 m et largeur comprise entre 3 et 6 m
3. Verger : pas de conditions spécifiques
4. Haie : hauteur supérieure à 6 m et largeur comprise entre 3 et 6 m
5. Bosquet : pas de conditions spécifiques
6. Buisson : pas de conditions spécifiques

NB : rayon de 2,5 km autour des gîtes estivaux identifiés, distance de 38 m maximum entre les différents ELB

Le Murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*) et le Grand murin (*Myotis myotis*) sont les deux autres espèces de chauves-souris concernées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Alors que le Murin à oreilles échancrées aurait pu également être concerné par les analyses de ce travail, l'ensemble des considérations issues de l'exploration bibliographique ne montre pas un intérêt particulier pour les ELB de la part du Grand murin, avec une préférence prononcée pour les milieux forestiers. Ces deux espèces ne sont pas considérées pour la suite du travail et des analyses. Malgré tout, une description similaire à celles des trois espèces ci-dessus a été réalisée et est consultable en annexe (Annexes 3 et 4).

Une grande partie des informations présentées pour la description des 5 espèces provient du Portail « Biodiversité Wallonie » et des fiches espèces issues du « Catalogue des espèces et habitats des sites Natura 2000 de la région wallonne ». Ces ressources constituent une banque de données très importante sur un grand nombre d'espèces observées en Wallonie et sont en libre-accès. La seconde édition du riche ouvrage « Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg & Suisse » des éditions « Biotope » a également largement inspiré les informations fournies à propos des 4 espèces de chauves-souris.

Traitement et identification des éléments ligneux bocagers

Maintenant que les conditions écologiques spécifiques relatives aux caractéristiques structurelles des ELB sont déterminées pour chaque espèce, ces derniers vont pouvoir être identifiés. Pour ce faire, les données d'acquisition aérienne LiDAR 2013-2014 issues du SPW sont utilisées.

En ce qui concerne les **zones d'étude**, une partie des zones susceptibles d'accueillir la Pie-grièche écorcheur dans les 10 sites Natura 2000 est utilisée pour le projet « Prairies bocagères ». La zone d'étude a effectivement du être réduite en raison de la qualité hasardeuse des données LiDAR de la partie ouest. Ces zones ont été définies par Monsieur Arnaud Laudelout dans le cadre du projet LIFE. Il est parti des périmètres des Zones de Protection Spéciales (ZPS) concernées par le projet, desquelles il a retiré l'ensemble des milieux qui ne correspondaient pas à l'espèce (forêts et paysages trop boisés, trop fermés ou près des maisons / fonds de vallées étroites / ...). Une très bonne connaissance personnelle de la région et de l'espèce concernée a contribué au choix de ces zones.

Par contre, pour le projet « Pays Mosan » et donc les deux espèces de chauves-souris, la zone d'étude correspond aux tampons relatifs à chaque espèce définis précédemment autour des colonies d'été identifiées dans le cadre du LIFE. La taille des tampons, qui correspond aux capacités de déplacement des espèces, est issue du « Plan de restauration des habitats pour quatre espèces de chauves-souris » réalisé en septembre 2016 dans le cadre du LIFE, qui s'est lui-même inspiré de l'édition de 2009 de l'ouvrage « Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg & Suisse » de la collection « Biotope ». Il est intéressant de souligner que ces valeurs ont été conservées dans l'édition 2015 de l'ouvrage, ce qui permet de confirmer leur pertinence.

Les logiciels *RStudio* version 1.2.5019 et *QGIS* version 2.18.24 sont utilisés pour les traitements et analyses. Ces logiciels sont accessibles gratuitement en Open-Source.

Le traitement et l'identification des ELB correspond à deux étapes principales :

- 1) Identification des éléments ligneux hors-forêt
- 2) Classification des éléments selon leurs caractéristiques ainsi qu'une analyse spatiale de leur voisinage

La première démarre à partir des tuiles brutes, carrés de 2 km de côté, des données d'acquisition LiDAR 2013-2014, qui correspondent à un nuage de points en trois dimensions dont la densité est de 2,6

points/m² en moyenne au sein de la zone d'étude. Le traitement de ces données est réalisé sur le logiciel *RStudio* et correspond à la suite d'actions suivante :

- a) **Préparation de l'environnement de travail**, qui correspond à l'installation et au chargement des packages nécessaires, à la définition des chemins vers les répertoires et à la création d'un catalogue reprenant l'ensemble des tuiles recouvrant les zones d'études
- b) **Normalisation du nuage de points**, qui consiste à déterminer la hauteur de chaque point par rapport au niveau du sol et à stocker cette information
- c) **Détection des points « lignes électriques » et « coplanaires »**, ces derniers correspondant aux surfaces planes d'origine anthropique (bâtiments, ponts, ...) et stockage de ces informations
- d) **Création d'un modèle numérique de hauteur**, duquel ont été retirés les points « lignes électriques » et « coplanaires » et qui a été seuillé à 1 m de hauteur de façon à isoler la végétation ligneuse, puis export de celui-ci sous forme de couche vectorielle

Un traitement sur *RStudio*, suivant le schéma ci-dessus et largement inspiré du cours « Télédétection à très haute résolution appliquée à la gestion des milieux naturels » - ENVT3060-A-a, a été réalisé dans le cadre de ce travail afin d'identifier les éléments hors forêt dans la zone d'étude en guise d'exercice pédagogique et est consultable en annexe (Annexe 5). L'ensemble des analyses a en effet été réalisé sur des données fournies par Corentin Bolyn. Ce-dernier a ainsi contribué grandement à la réalisation de ce travail par la préparation des données brutes, à savoir des couches vectorielles contenant les ELB sur l'ensemble des zones d'étude ainsi que des couches vectorielles contenant les zones forestières.

Un traitement sur *QGIS* est réalisé dans le cadre de ce travail afin d'isoler les ELB spécifiques aux besoins de chaque espèce, et situés dans les zones d'étude, à partir des attributs calculés par la méthode de Bolyn et al., 2019. Tandis que ces traitements permettent de constituer l'état des lieux avant-projet, les couches cartographiques des actions réalisées par les projets sont ensuite implémentées pour constituer l'état des lieux après-projet. Il est considéré qu'aucun autre ELB n'apparaît ou ne disparaît au cours de la durée des projets LIFE.

Métriques qualifiant la qualité d'habitat (nidification, chasse et connectivité)

Afin d'étudier l'impact de certaines actions des projets LIFE sur la qualité d'habitat, déclinée selon : l'accueil pour la nidification, la disponibilité de zones de chasse et la connectivité (structurelle et fonctionnelle), trois métriques sont sélectionnées. Les deux premières, « Distance moyenne » et « Force de l'élément », étudient la qualité de l'habitat en termes de connectivité structurelle, de disponibilité en zones de chasse et d'accueil pour la nidification, alors que la troisième « Connectivité équivalente » étudie la connectivité fonctionnelle ainsi que la disponibilité et l'accès aux zones de chasse dans le sens où seules les zones accessibles par l'espèce sont prises en compte pour le calcul de l'indice. Les deux premières sont évaluées pour les trois espèces-cibles alors que la troisième métrique ne concerne que le Petit rhinolophe ainsi que le Grand rhinolophe, en raison de leurs besoins écologiques stricts. Les métriques sont présentées de façon chiffrées et/ou sont illustrées par des cartes. Elles sont calculées pour l'état des lieux avant les projets LIFE dans un premier temps. Puis, les actions de ces derniers sont implémentées afin d'évaluer leur apport. Les actions mises en place par les deux projets LIFE sont rassemblées et confondues en raison de leur contribution mutuelle aux espèces-cibles des deux projets. Le terme **LIFEs** est donc emprunté pour caractériser cette union et reprend l'ensemble des actions mises en place par les deux projets.

Afin d'évaluer l'impact des projets LIFE sur le plan fonctionnel pour le calcul de l'indice « Connectivité équivalente », les plantations sont considérées à maturité ; c'est-à-dire qu'un tampon est appliqué sur les couches produites par les LIFE afin de simuler leur taille future. Il est donc considéré ici que l'ensemble des haies plantées au cours des LIFE atteindront la maturité. La largeur utilisée provient de la moyenne des largeurs des ELB issus des données du projet « Interreg Foret Pro Bos ». Cette moyenne est ensuite divisée par deux pour la création du tampon, étant donné que celui-ci est créé des deux côtés des lignes de plantations.

Plusieurs schémas résument les séquences de traitement réalisées dans *QGIS* version 2.18.24 et *RStudio* version 1.2.5019. Les numéros associés aux flèches correspondent à des tableaux détaillés (Annexes 6,7 et 8) et aux codes *RStudio* présents en annexe (Annexes 9,10 et 11). Alors que les tableaux sont réalisés sur base du Petit rhinolophe à titre d'exemple pour chaque métrique, les codes présentés sont utilisés pour le calcul des métriques relatives aux trois espèces. Certains numéros sont absents des schémas étant donné qu'ils correspondent à des conversions de fichiers et sont donc « non-illustrables ». En ce qui concerne les flèches des schémas, celles débutant par une ligne perpendiculaire correspondent au chargement d'une donnée extérieure, alors que les autres correspondent au traitement d'un fichier intermédiaire. Les illustrations des schémas correspondent au cas particulier de la zone méridionale du Petit rhinolophe en raison de la proximité spatiale des localisations de l'espèce. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers de type « raster » sont dans un cadre noir. Des zooms sont parfois réalisés pour assurer une meilleure compréhension.

Les tableaux en annexe présentent les principales étapes de traitement réalisées pour le calcul des indices. Ils décrivent les actions réalisées, les fichiers d'entrée et de sortie, le logiciel utilisé et la fonction ou l'outil principalement utilisée pour les actions. Les numéros correspondent aux codes réalisés dans *RStudio* afin de passer aisément de l'un à l'autre. L'italique correspond à des groupes, nom d'espèce ou à des séries qui sont à adapter pour les traitements spécifiques.

Avant de passer au calcul des métriques, un éventuel traitement des données de localisation spatiale des espèces de chauves-souris issues du LIFE « Pays Mosan » est à opérer. En effet, les couches vectorielles de points exploitées dans ce travail recensent les colonies inventoriées ainsi que les autres localisations d'individus (capture, transect, ...). Il est important de rappeler que dans le cadre de ce travail, seules les données estivales sont prises en compte. Les « autres localisations » ne sont utilisées que dans le cas de l'indice « Distance moyenne ». Effectivement, un tampon réalisé sur l'ensemble des points, colonies et autres localisations, est utilisé pour définir l'emprise de la zone d'étude afin d'avoir un aperçu de l'ensemble des localisations probables des individus détectés par les inventaires du LIFE ; alors que dans le cas des indices « Force de l'élément » et « Connectivité équivalente », uniquement les colonies sont prises en compte. Ces derniers ont en effet pour but de caractériser les ELB et les colonies de façon individuelle et sont donc moins pertinents à étudier dans le cas des autres localisations.

Par souci de clarté, la terminologie suivante est empruntée pour les couches vectorielles des localisations de chauves-souris :

- « *Localisations_Nomsp.shp* » désigne l'ensemble des localisations de l'espèces (colonies + autres localisations)
- « *Colonies_Nomsp.shp* » désigne uniquement les colonies identifiées

Distance moyenne

L'indice est calculé selon la grille de 1km x 1km utilisée dans le cadre du « Plan de restauration des habitats pour quatre espèces de chauves-souris », plus précisément dans le chapitre « Analyse multicritère de la qualité de l'habitat », réalisé en septembre 2016 dans le cadre du LIFE « Pays Mosan ». En effet, l'approche via le calcul des distances moyennes a également pour vocation d'évaluer la **qualité de l'habitat** mais selon une autre voie que le comptage des ELB par tuile, comme cela a été réalisé dans le cadre du LIFE. La reprise des tuiles du projet LIFE permet de garder une cohérence avec ce dernier et de réaliser une éventuelle comparaison future des résultats issus des différentes approches.

Le calcul de l'indice débute par une étape de rasterisation de l'ensemble des ELB et forêts visités par l'espèce, qui résulte en la création d'un raster binaire : 1(ELB et forêt favorables) / 0(reste). Puis, un calcul de la distance au plus proche pixel de valeur '1' est réalisé pour chaque pixel. Cette technique permet notamment de prendre en compte l'impact des ELB situés en dehors des tuiles mais à proximité de ces dernières. Une moyenne des distances calculées pour chaque pixel est donc réalisée selon les tuiles et pour chaque catégorie d'ELB individuellement en ce qui concerne les chauves-souris ; tandis que les ELB sont rassemblés sous les termes « Perchoir de chasse » et « Site de nidification » pour la Pie-grièche écorcheur. Le recouvrement forestier feuillu a également été pris en compte pour les espèces de chauves-souris en raison de l'importance qu'il représente en tant que zone de chasse. Les données forestières utilisées ont été fournies par Nicolas Latte, sous la forme d'une « Carte des essences forestières de Wallonie, version provisoire début 2020, ForestIsLife, Gembloux Agro-Bio Tech ». Cette dernière permet de distinguer aisément les feuillus des résineux grâce à la classification réalisée.

Les moyennes des distances selon les tuiles sont ensuite traduites en un score basé sur les quartiles de l'ensemble du jeu de données, de la même façon que le plan de restauration de 2016 du projet LIFE « Pays Mosan ». Les scores les plus élevés correspondent à des distances moyenne faibles étant donné que les ELB favorables sont plus proches l'un de l'autre, et à contrario les scores les plus faibles correspondent à des distances moyennes élevées. Les cotes de chaque ELB et de la forêt, ou des « Perchoirs de chasse » et des « Sites de nidification », sont ensuite agrégées en une cote globale pour chaque tuile. Une symbologie est ensuite réalisée sur base des quantiles des cotes finales. Cette technique de cotation résulte notamment de l'absence de valeur seuil dans la littérature quant aux besoins des espèces-cibles en termes d'ELB. En fin de compte, un quadrillage est créé sur les zones d'étude et offre un aperçu visuel des zones de haute ou faible qualité d'habitat relative, en lien avec les distances moyennes en ELB favorables aux espèces-cibles, complétés par le recouvrement forestier feuillu pour les chauves-souris. Les tuiles sont coupées selon les zones d'action pour la Pie-grièche écorcheur et selon les tampons autour des localisations de chauves-souris afin de caractériser uniquement les zones théoriquement accessibles par l'espèce. Les cotes ne qualifient donc pas la qualité de l'habitat de façon absolue mais bien relative. Toutefois, cela permet notamment d'identifier des zones critiques qui seraient prioritaires à investiguer dans le cadre de projets futurs.

En ce qui concerne la comparaison des états des lieux avant-après LIFEs, elle est réalisée pour les chauves-souris en ne considérant que les ELB impactés par les LIFEs et concernés par ce travail, à savoir les haies, vergers et buissons isolés. Dans le cas de la Pie-grièche écorcheur, l'ensemble des ELB sont agrégés sous les termes de « Site de nidification » et de « Perchoir de chasse » car tous les ELB utilisés par l'espèce, à l'exception des arbres isolés, sont impactés par les LIFEs. Une carte illustrant la proportion de réduction de distance moyenne des tuiles est réalisée, de sorte que soient mises en avant les tuiles les plus impactées par les projets LIFEs. Pour ce faire, la symbologie est basée sur des intervalles égaux et non sur des quantiles. Dans le cas contraire, les actions mises en place seraient « noyées » en raison du faible étalement des données.

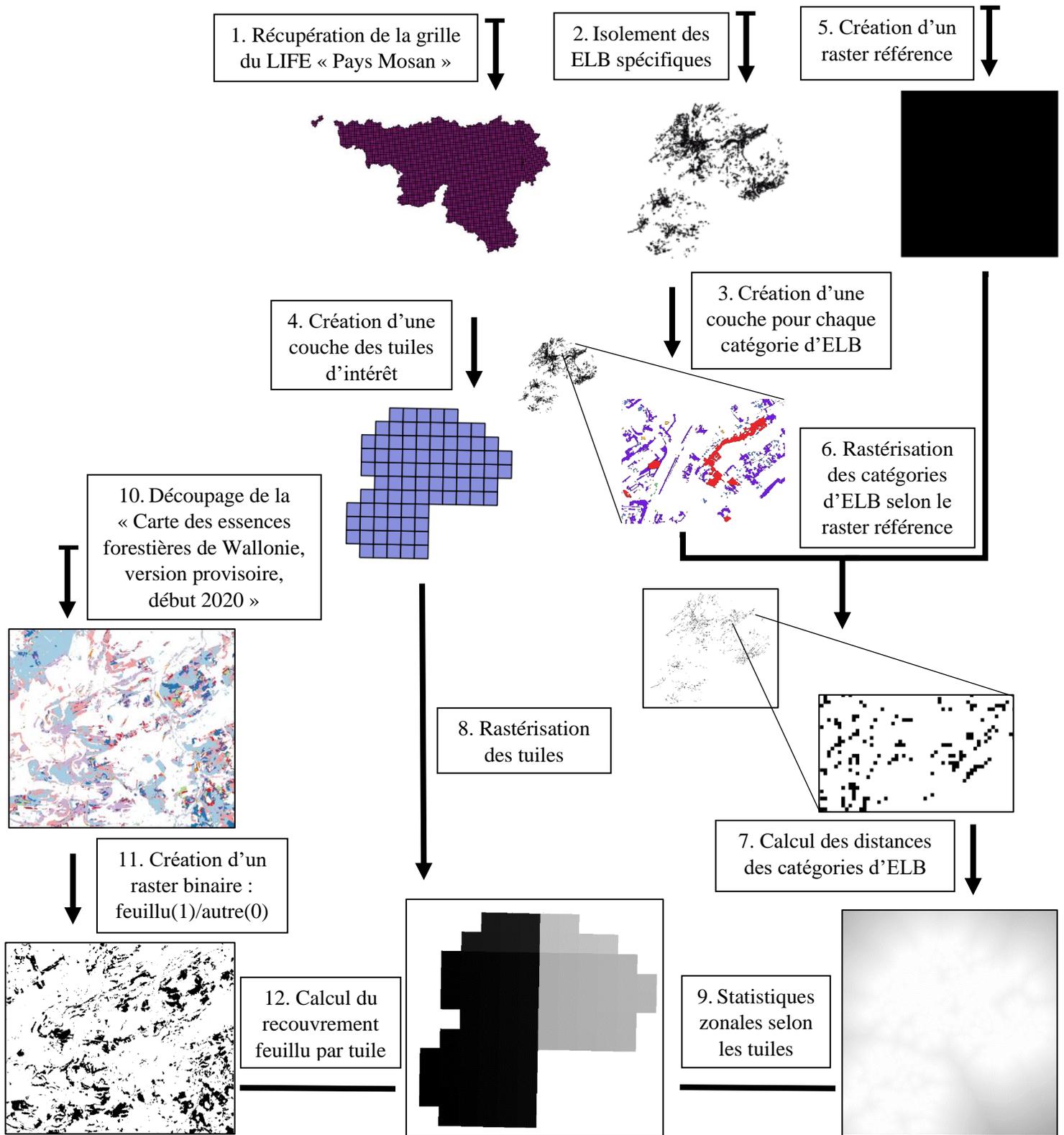


Figure n°9 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Distance moyenne » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux avant-LIFE (A). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

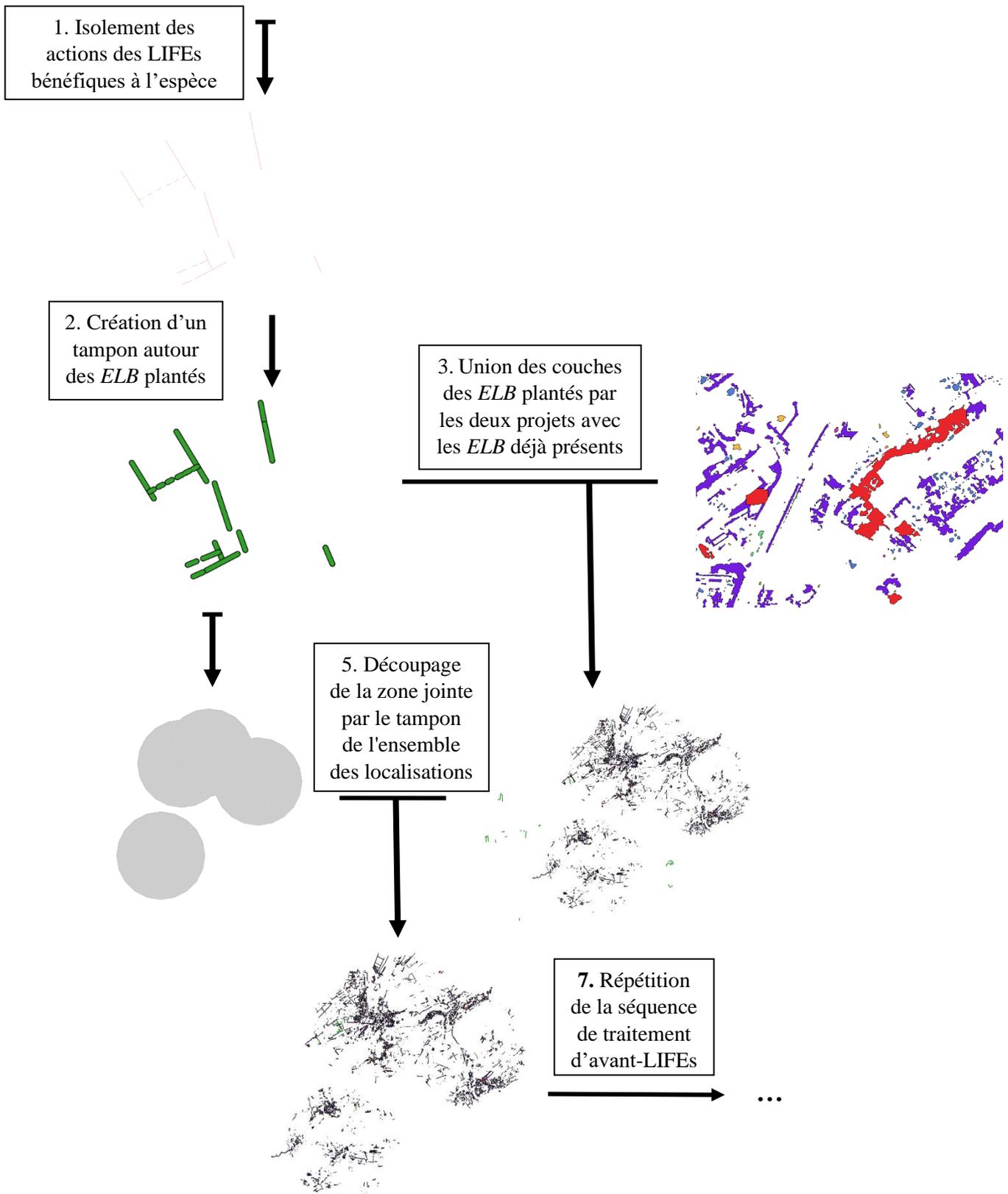


Figure n°10 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Distance moyenne » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux après-LIFEs (B). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Force de l'élément

La force de l'élément correspond à l'**importance d'un ELB unique** par rapport à une espèce. Cette métrique concerne ici l'évaluation des perchoirs de chasse pour la Pie-grièche écorcheur tandis que l'ensemble des ELB favorables sont considérés pour les chauves-souris. La « Force » des perchoirs de chasse est quantifiée par l'inclusion dans les tampons de 40 m autour des sites de nidification pour la Pie-grièche écorcheur. Dans le cas des chauves-souris, les tampons autour des colonies d'été sont divisés en cinq parties qui correspondent à des scores de 1 à 5, afin de donner plus de valeur aux ELB situés à proximité de la colonie. Les scores évoluent donc tous les 500m car le tampon est de 2,5km pour le Petit rhinolophe comme pour le Grand rhinolophe. Les scores des ELB situés sur plusieurs tampons issus de colonies différentes en combinant les scores, il en va de même pour les perchoirs de chasse. En ce qui concerne la symbologie, la valeur des scores est inchangée et non regroupée.

L'étude des ELB de façon individuelle permet d'identifier ceux dont la **situation spatiale** est la plus pertinente par rapport aux colonies d'été ou aux sites de nidification des espèces étudiées et donc primordiaux à conserver.

Dans le cadre de l'étude de cet indice, seul l'établissement de l'état des lieux avant-LIFEs est illustré schématiquement. En effet, la création de l'état des lieux après-LIFEs n'est qu'une répétition des opérations effectuées.

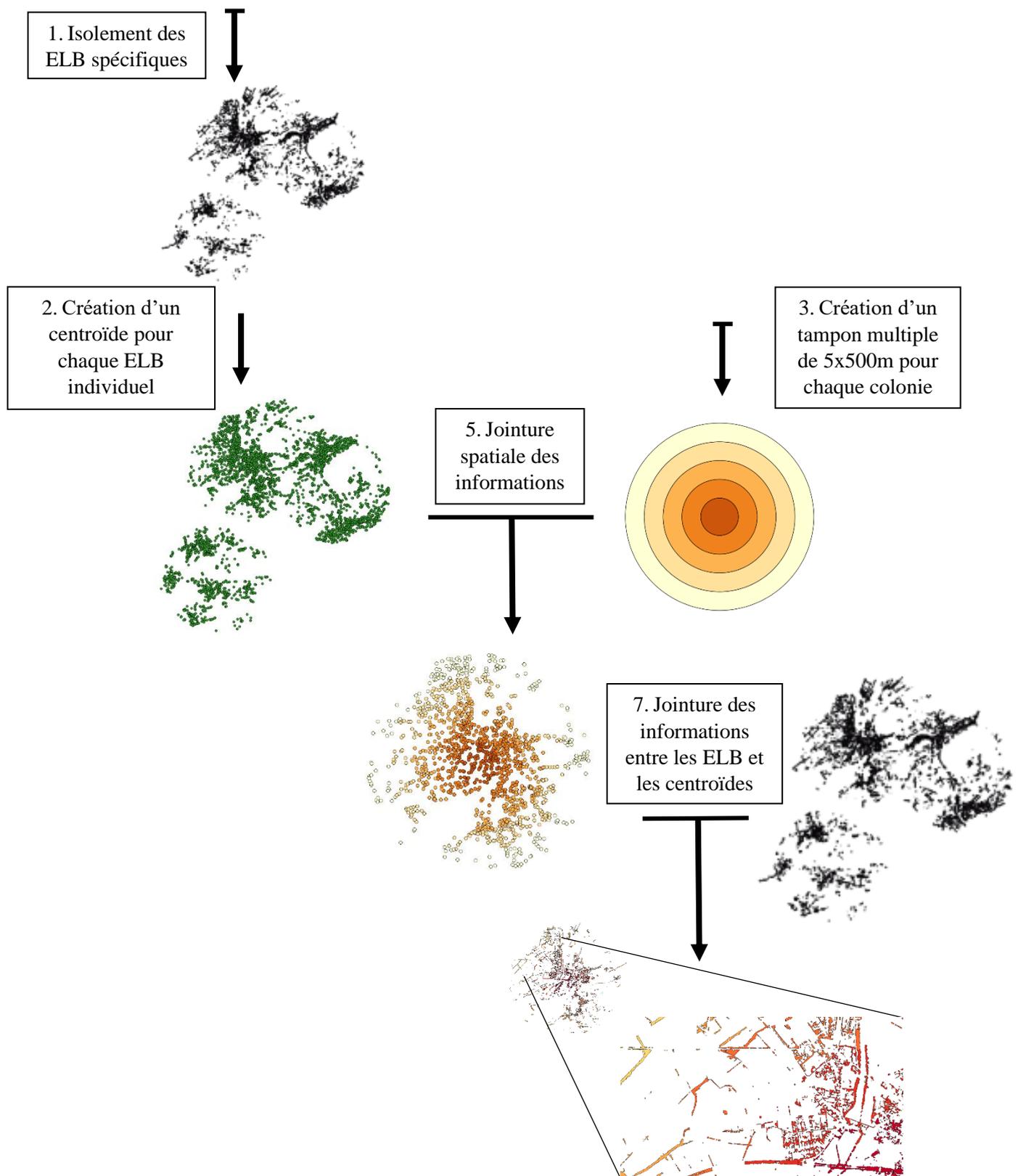


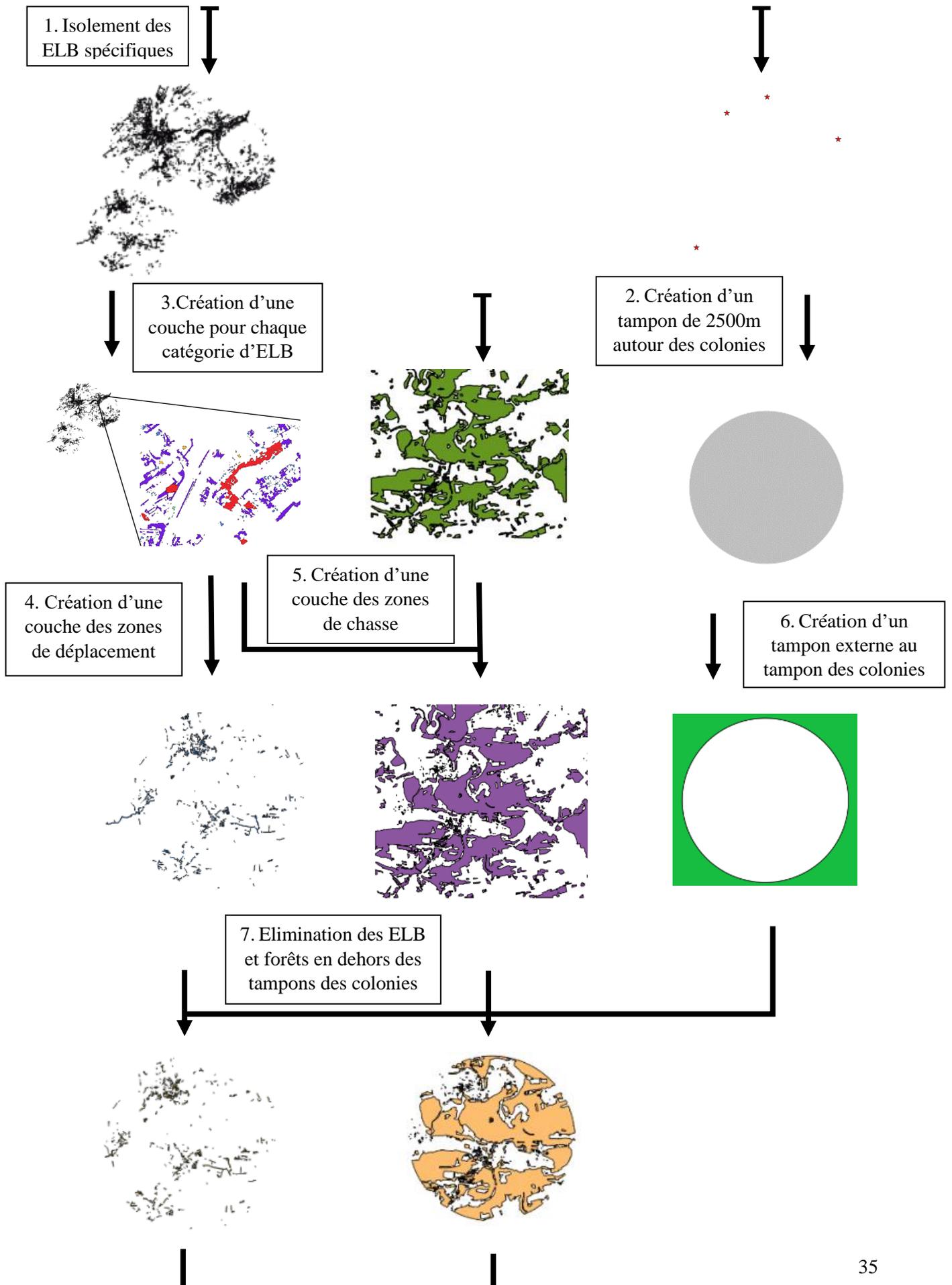
Figure n°11 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Force de l'élément » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux avant-LIFE (A). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

Connectivité équivalente

Cette métrique ne concerne que le Petit rhinolophe et le Grand rhinolophe au vu de leurs besoins écologiques stricts, notamment en termes de distance entre les différents ELB et entre ces derniers et la forêt. Elle est calculée pour chaque colonie de façon indépendante car l'objectif est de calculer les **superficies des zones de chasse**, constituées par les milieux arborés (forêt, bosquets et vergers) ainsi que les superficies des **zones de déplacement**, constituées par le reste des ELB, accessibles au départ de chaque colonie. Les milieux arborés feuillus ont en effet été démontrés comme étant partie intégrante des aires de chasse de ces deux espèces. Toutefois, une couche mêlant résineux et feuillus va être empruntée dans le cadre de cet exercice. En effet, cette dernière provient des données du projet « Interreg Foret Pro Bos » et est donc en lien spatial direct avec les ELB identifiés. La précision de ces raccords est primordiale dans le cadre de l'étude de cet indice en raison de la forte sensibilité des espèces aux espacements entre les ELB et les forêts. Le besoin d'une haute précision spatiale est la raison pour laquelle les essences résineuses n'ont pas été écartées, étant donné qu'un passage par le format raster était nécessaire pour l'extraction. Ce dernier aurait effectivement entraîné un problème de raccord entre les ELB et la forêt. Il convient donc de prendre en compte le biais entraîné par la présence des résineux pour l'interprétation des résultats.

La distance maximale entre les ELB et les morceaux de forêts accessibles au départ de la colonie est de 2,5 m pour le Petit rhinolophe et de 38 m pour le Grand rhinolophe, conformément aux caractéristiques écologiques identifiées. A l'instar de l'indice « Distance moyenne », un tampon dont la taille correspond à la moyenne des largeurs des haies présentes dans la zone d'étude est réalisé autour des lignes représentant les actions réalisées dans le cadre des LIFEs.

Cette métrique permet d'étudier l'**évolution de l'accessibilité** aux zones de chasse et de déplacement dans le cadre des actions des LIFEs. En outre, un troisième point concerne le calcul des zones de chasse et de déplacement potentiellement accessibles par l'espèce ainsi que l'identification manuelle des zones de connectivité spatialement stratégiques à conserver ou restaurer en priorité.



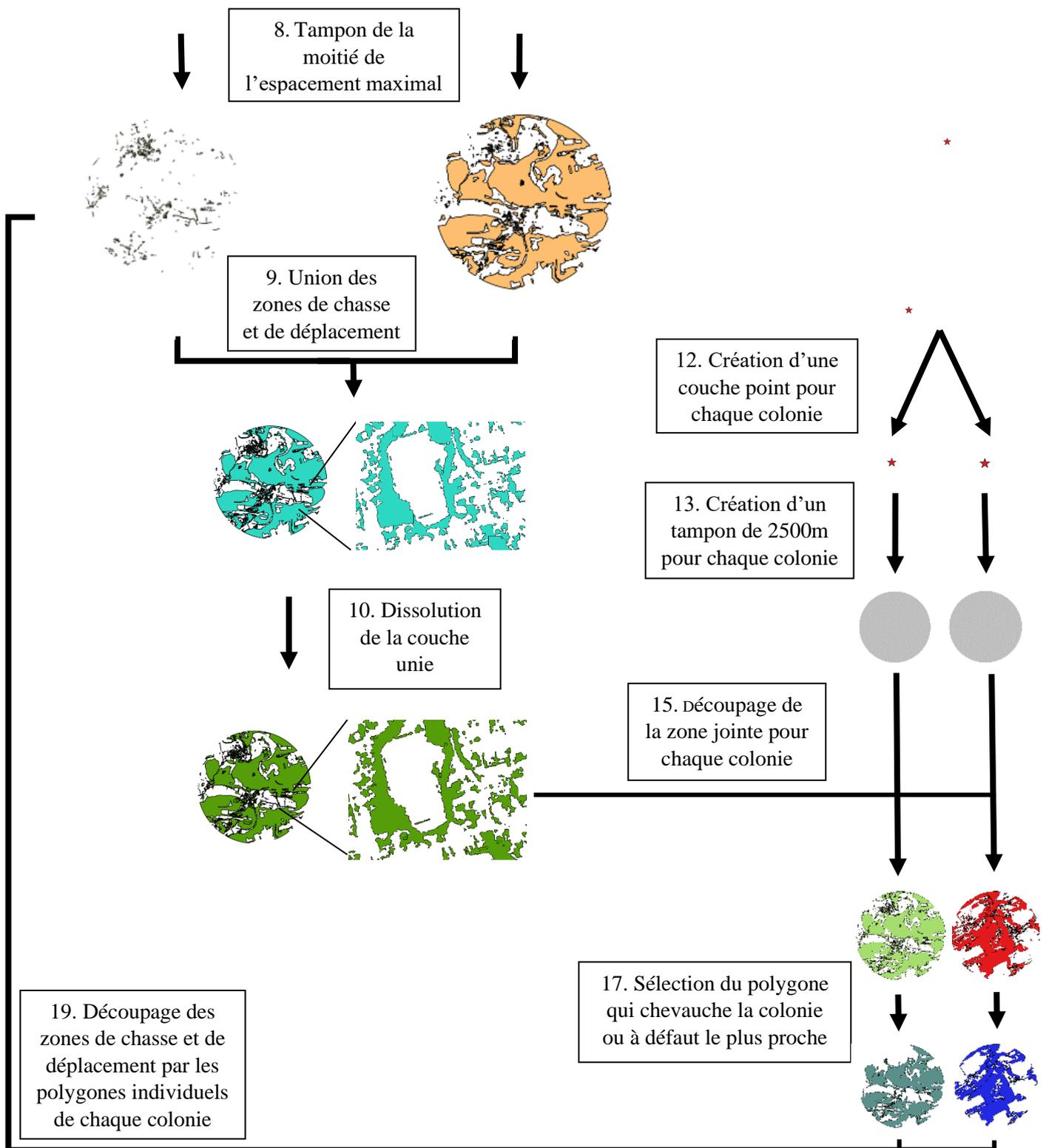


Figure n°12 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux avant-LIFE (A). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

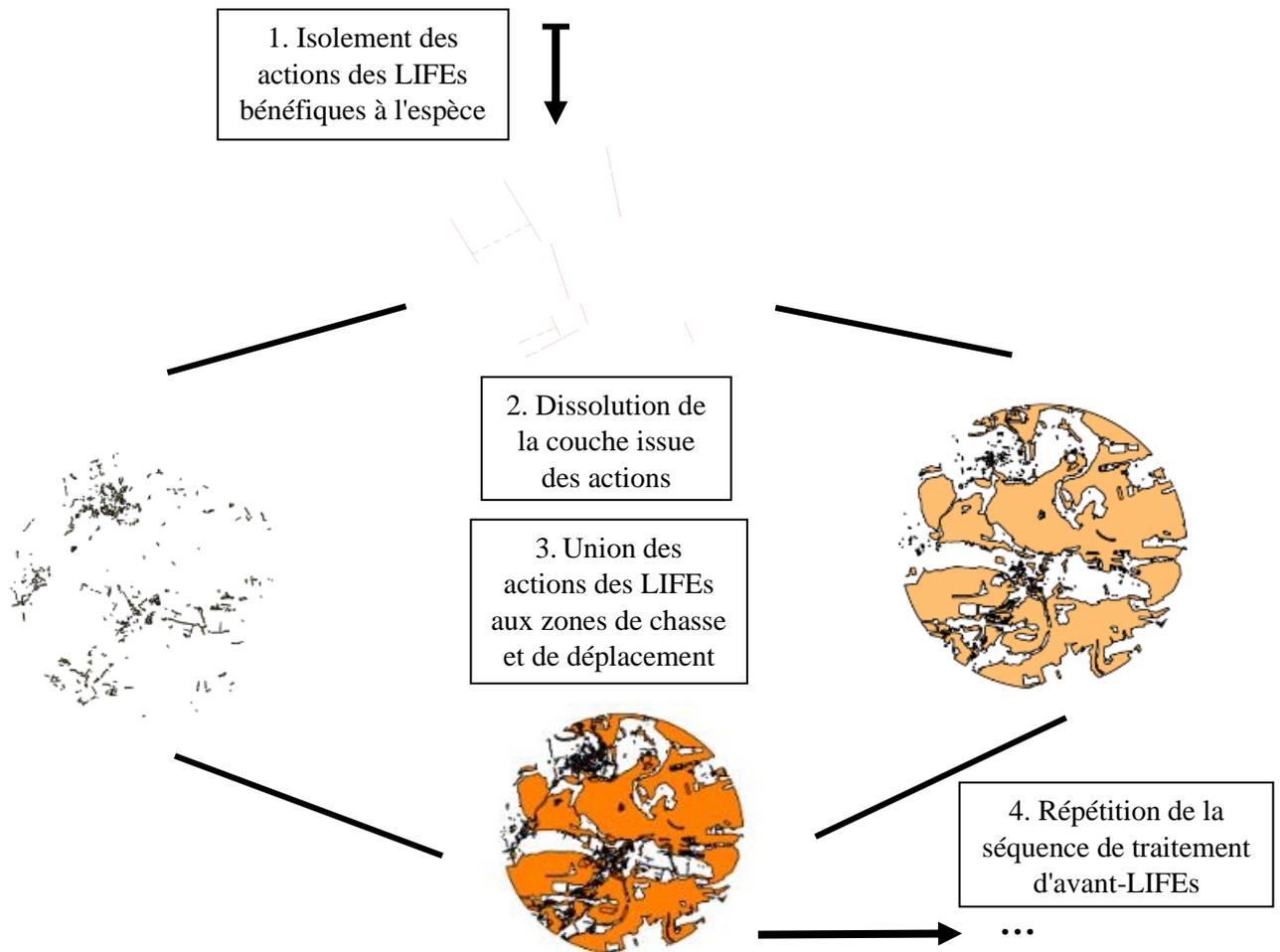


Figure n°13 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour l'état des lieux après-LIFEs (B). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice. Les fichiers de type « vecteur » sont représentés sans cadre, tandis que les fichiers « raster » sont dans un cadre noir.

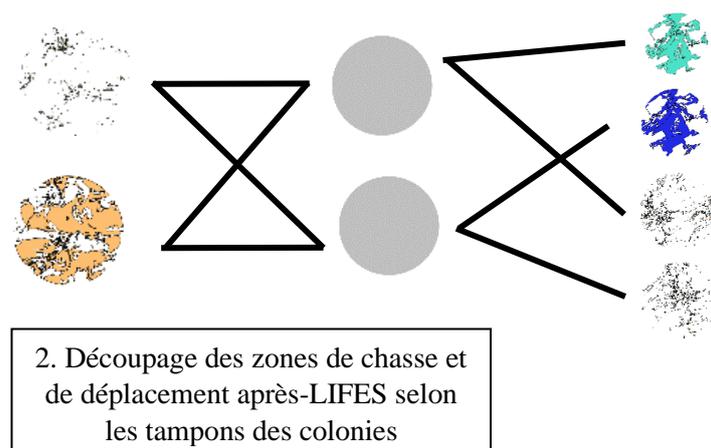


Figure n°14 : Schéma explicatif de la séquence de traitement réalisée sur *QGIS* et *RStudio* pour l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » dans le cas particulier du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) pour la création des zones de chasse et de déplacement potentiellement accessibles (C). Les numéros correspondent au tableau ainsi qu'au code *RStudio* relatifs au même indice.

Les trois métriques présentées apparaissent **complémentaires** par leurs approches variées d'évaluation de la qualité d'habitat selon les fonctions de connectivité (structurelle et fonctionnelle), de chasse et de potentiel d'accueil pour la nidification, ainsi que par les échelles diverses allant d'un élément bocager individuel à un tampon d'une colonie d'été dans son ensemble, en passant par une tuile d'un km².

Résultats

Les résultats sont présentés pour chaque espèce indépendamment ainsi que pour chaque indicateur le concernant. La présentation de ces derniers est réalisée en deux temps : (1) **État des lieux avant LIFEs** puis (2) **État des lieux après LIFEs** et présentation de leur contribution à l'espèce-cible. Un troisième point est abordé uniquement pour l'indice « Connectivité équivalente » et concerne le calcul des zones de chasse et de déplacement potentiellement accessibles par l'espèce ainsi que l'identification manuelle des zones de connectivité spatialement stratégiques à conserver ou restaurer en priorité. De façon générale, au plus les valeurs des indices sont élevées, au plus la qualité de l'habitat selon les différentes fonctions est favorable.

Pour rappel, les zones d'études correspondent à des tampons autour de l'ensemble des localisations de Petit rhinolophe et de Grand rhinolophe par le projet LIFE « Pays Mosan », ainsi qu'à une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur située à l'ouest et identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ». La zone d'action a effectivement dû être réduite en raison de la qualité hasardeuse des données LiDAR de la partie ouest.

Les cartes de l'état des lieux avant-LIFEs sont présentées avec les orthophotos 2012-2013 (SPW) en fond. Cette date correspond grossièrement au début des projets LIFEs et à l'acquisition des données LiDAR, utilisées pour la constitution des données, par le SPW ; tandis que les orthophotos 2019 (SPW), correspondant à la fin de la mise en place des actions par les deux projets LIFEs, ont été utilisées pour les cartes de l'état des lieux après-LIFEs et l'identification des zones critiques. Des lettres blanches permettent de situer des zones pour clarifier la présentation des résultats. Ces chiffres sont renouvelés pour chaque espèce. Le système de coordonnées de référence des cartes présentées est le système « Belge 1972 » (EPSG : 31370).

1) Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*)

Distance moyenne

a) État des lieux avant-LIFEs

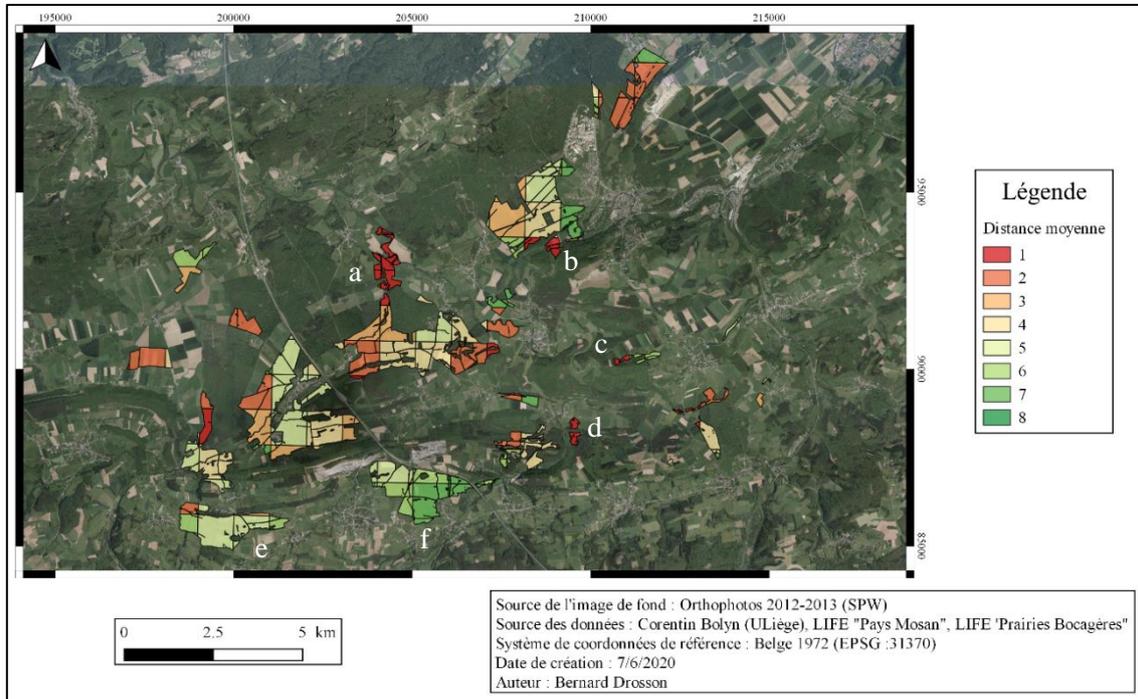


Figure n°15 : Carte de l'indice « Distance moyenne » avant-LIFEs au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

La figure 15 ci-dessus présente l'indice « Distance moyenne » selon une échelle de 1 à 8 au sein de laquelle les plus faibles valeurs de distance moyenne, qui correspondent à des ELB plus proches l'un de l'autre, sont représentées en vert, tandis que les plus élevées sont représentées en rouge. Les propriétés de l'échelles sont identiques pour les trois espèces. Cette carte identifie une zone au centre de la carte (a) ainsi que plusieurs morceaux de plus faible superficie (b-c-d) comme prioritaires dans le cadre de futurs projets de restauration, en raison de leur plus grande distance moyenne qui correspond à une distance plus importante entre les ELB favorables à l'espèce. A contrario, les deux zones de grande surface situées au sud (e-f) possèdent une valeur d'indice plus élevée.

b) État des lieux après-LIFEs

Au total, environ 6500 mètres de haies et à peu près 350 mètres de buissons ont été plantés par les LIFEs au sein de la partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur concernée par ce travail. Les deux ELB (haies et buissons), assimilés aux « Site de nidification » ainsi qu'aux « Perchoir de chasse » en fonction de leurs caractéristiques structurales, sont confondus pour l'étude de l'apport des LIFEs par l'indice « Distance moyenne ». Il est intéressant de remarquer, sur la figure 16 ci-dessous, que la zone centrale prioritaire discutée plus haut (a) a fait l'objet de plusieurs plantations par les LIFEs. Cette zone affiche effectivement une réduction de plus de la moitié de la distance moyenne pour certaines de ses parties. Une zone au nord (g) ainsi qu'une à l'est (h) affichent des réductions de distance moyenne supérieures à 14% grâce aux actions des LIFEs.

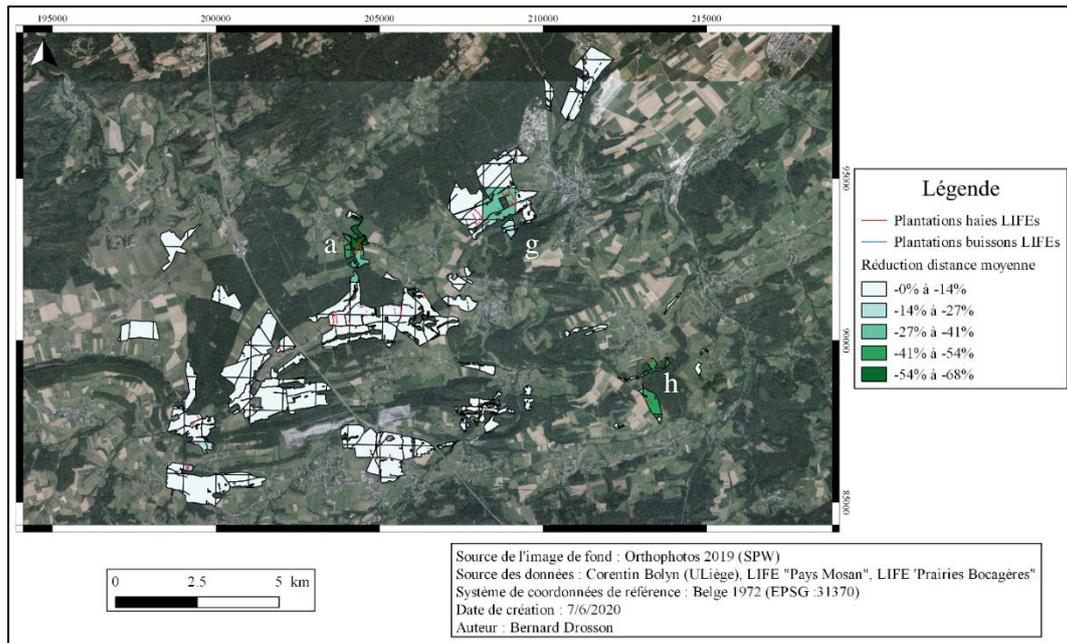


Figure n°16 : Carte de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » à l'indice « Distance moyenne », en termes de réduction de la distance moyenne résultant des plantations de haies et de buissons confondus, au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Force de l'élément

a) État des lieux avant-LIFEs

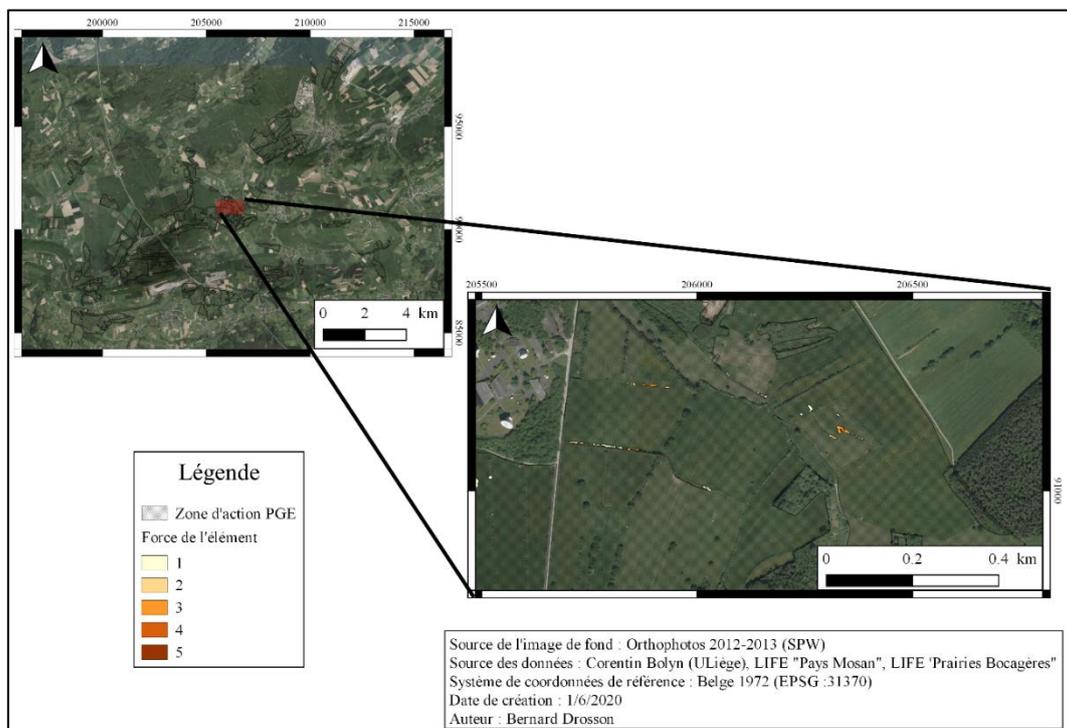


Figure n°17 : Carte de la force des perchoirs de chasse individuels avant-LIFEs, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

La figure 17 ci-dessus présente l'indice « Force de l'élément » selon une échelle de 1 à 5 qui sont les valeurs brutes calculées au travers de l'indice. L'étendue de l'échelle est similaire pour le Petit rhinolophe tandis que l'indice varie entre 1 et 10 pour le Grand rhinolophe en raison du chevauchement des tampons des colonies. Au vu de la taille importante de la zone d'étude, de la répartition spatiale, du nombre et de la faible taille des éléments, il est délicat de représenter cet indice pour la Pie-grièche écorcheur. Toutefois, la figure 17 ci-dessus permet d'illustrer le résultat du calcul de l'indice avec un zoom sur plusieurs perchoirs de chasse. La figure 18 ci-dessous présente la distribution des 851 perchoirs présents dans la zone.

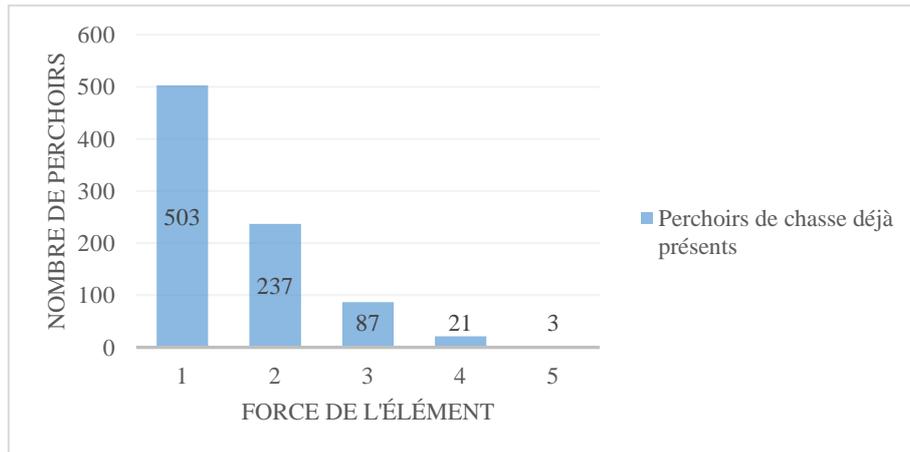


Figure n°18 : Histogramme du nombre de perchoirs de chasse en fonction de leur « Force » issue du calcul de l'indice « Force de l'élément » avant-LIFEs, au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères ». Les perchoirs de chasse déjà présents dans le paysage sont représentés en bleu.

b) État des lieux après-LIFEs

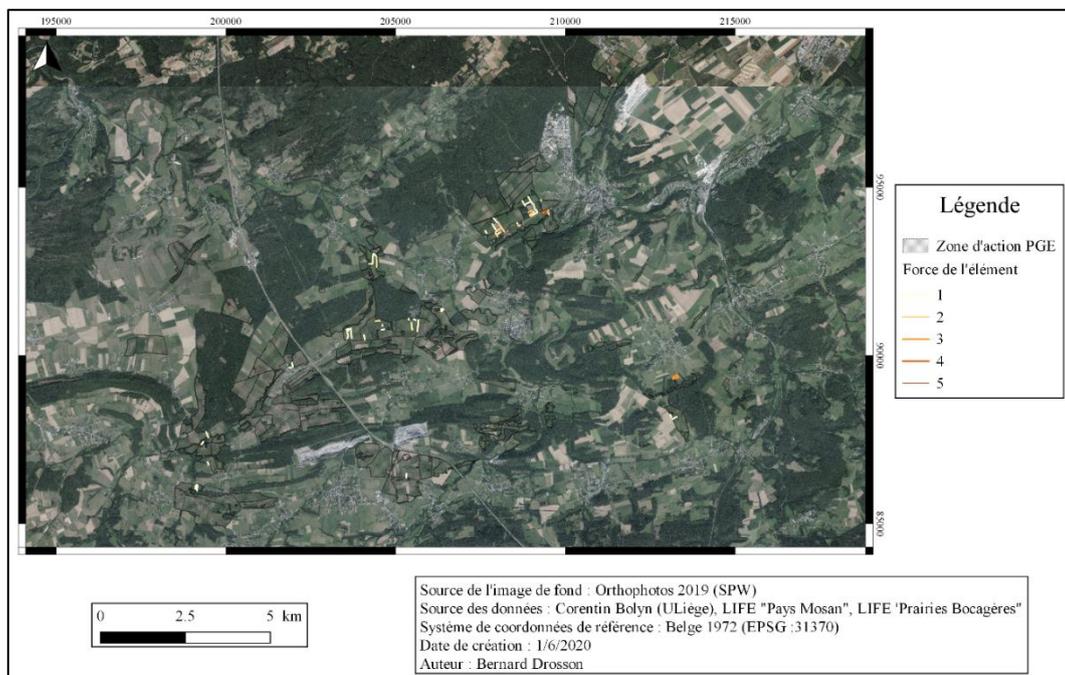


Figure n°19 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de perchoirs de chasse au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Par la figure 19 ci-dessus, au total 65 nouvelles haies et buissons, qui constitueront des perchoirs de chasse à maturité, sont observables au sein de la partie de la zone d'action. Ces derniers possèdent un score compris entre 1 et 4 et sont principalement situés au centre ainsi qu'au nord-est de la zone d'étude. Avant de présenter la répartition des forces des perchoirs de chasse installés par les LIFEs, il est intéressant de préciser que, par la mise en place des actions, les projets ont également créé des nouveaux sites de nidification. En ne tenant compte que de la création de ces derniers, ce qui augmente la surface de prise en compte des perchoirs de chasse par l'indice, 6 perchoirs de chasses déjà présents sont désormais accessibles par l'espèce. Ensuite, la figure 20 ci-dessous présente la contribution totale des LIFEs en termes de « Force de l'élément ».

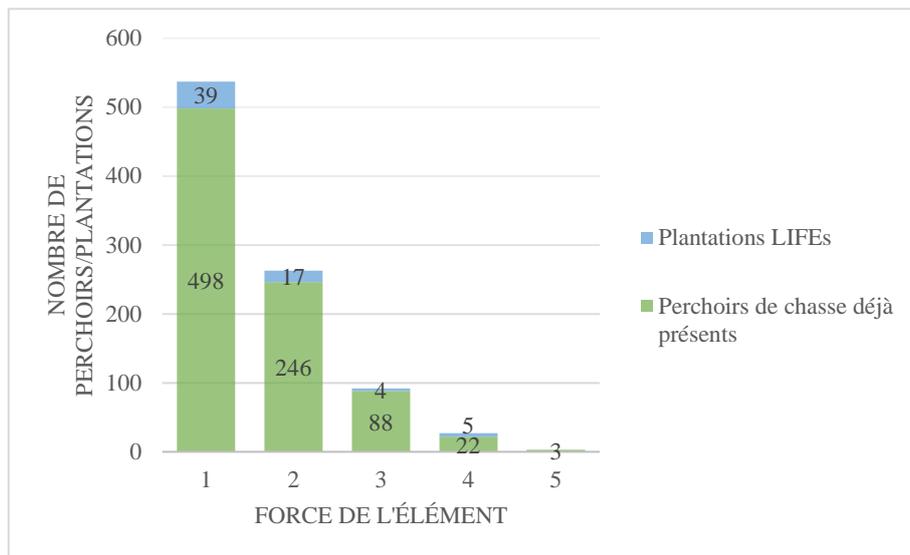


Figure n°20 : Histogramme présentant l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de perchoirs de chasse, au sein d'une partie de la zone d'action relative à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) identifiée par le projet LIFE « Prairies Bocagères » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ». Les perchoirs de chasse déjà présents dans le paysage sont représentés en vert et les plantations des LIFEs en bleu.

2) Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*)

Deux colonies de Petit rhinolophe ont été identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et sont associées à des numéros pour plus de clarté dans les analyses. La correspondance entre le numéro et la description topologique ainsi que les coordonnées (Belge 1972) des colonies issues du projet LIFE est présentée ci-dessous.

Tableau n°1 : Correspondance entre les descriptions topologiques, les coordonnées (Belge 1972) et les numéros des colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) du projet LIFE « Pays Mosan ».

Colonies de Petit rhinolophe		
Description topologique	Coordonnées (X-Y)	Numéro
Château de Modave	(215205-125977)	1
Château de Montrival	(210385-94475)	2

Les autres points de localisation utilisés pour l'étude de l'indice « Distance moyenne » sont situés comme suit, les coordonnées (Belge 1972) sont entre parenthèses :

- Commune de Modave : Modave - vallée intra-muros (215099-126334)

- Commune de Rochefort : Lamsoul Carrière souterraine de grès (214686-93453), Entrée du Trou Picot (209200-89230), et Domaine de la Malagne (211935-95100)

Les cartes de l'état des lieux après-LIFEs sont présentées uniquement pour la zone méridionale à proximité de la colonie 2, étant donné qu'aucune action n'a été réalisée dans le périmètre de la première colonie. Les haies sont les seuls ELB pris en compte puisque c'est la seule catégorie d'ELB impactée par les projets LIFEs et bénéfique au Petit rhinolophe dans cette zone.

Distance moyenne

a) État des lieux avant-LIFEs

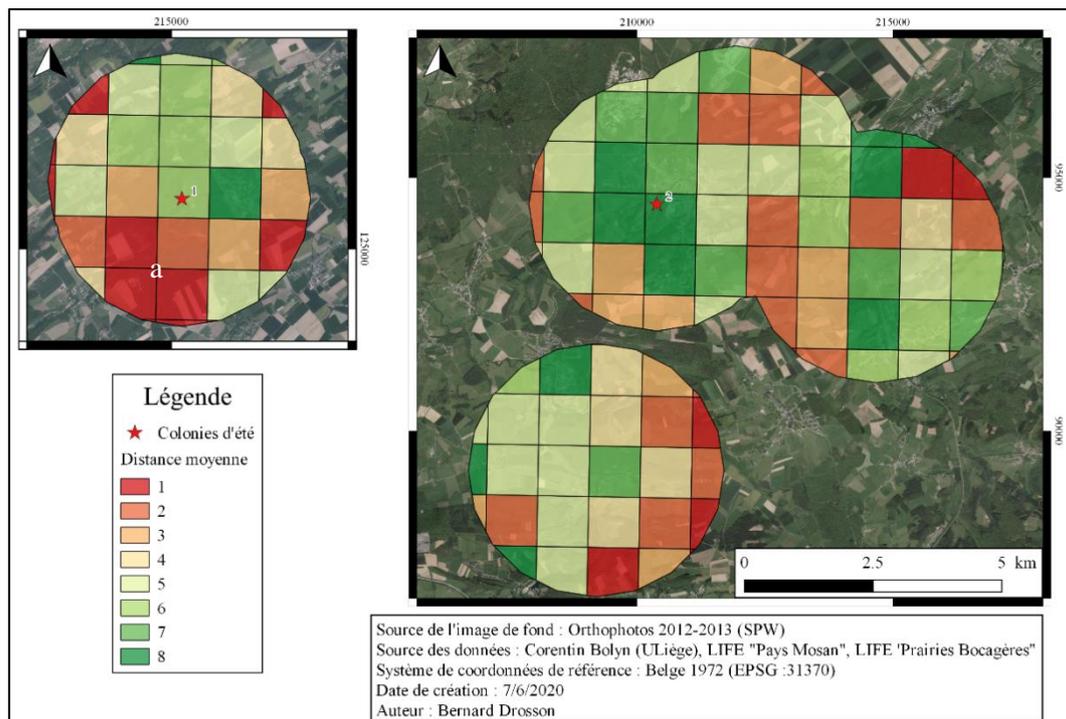


Figure n°21 : Carte de l'indice « Distance moyenne » avant-LIFEs, au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

La figure 21 indique que les deux colonies sont situées sur les tuiles dont l'indice est le plus élevé, et ce particulièrement pour la colonie 2. En ce qui concerne les tuiles adjacentes, une zone critique, dans laquelle l'indice est très faible, est observable au sud-ouest de la colonie 1 (a) et est notamment à mettre en lien avec l'important recouvrement forestier des tuiles. La colonie 2 quant à elle est bordée par des tuiles dont l'indice est élevé.

b) Etat des lieux après-LIFEs

Au total, un peu plus de 2000 mètres de haies ont été plantés par les LIFEs au sein des tampons des localisations du Petit rhinolophe. Une légère diminution de la distance moyenne globale est observable au sein de l'ensemble des tampons. En effet, un grand nombre de haies est déjà présent dans la région et les actions sont concentrées à l'ouest de la colonie 2 (b). Comme l'affiche la figure 22, les plantations de haies sont particulièrement concentrées sur une tuile qui affiche une diminution de 12% de la valeur de sa distance moyenne en termes de haies.

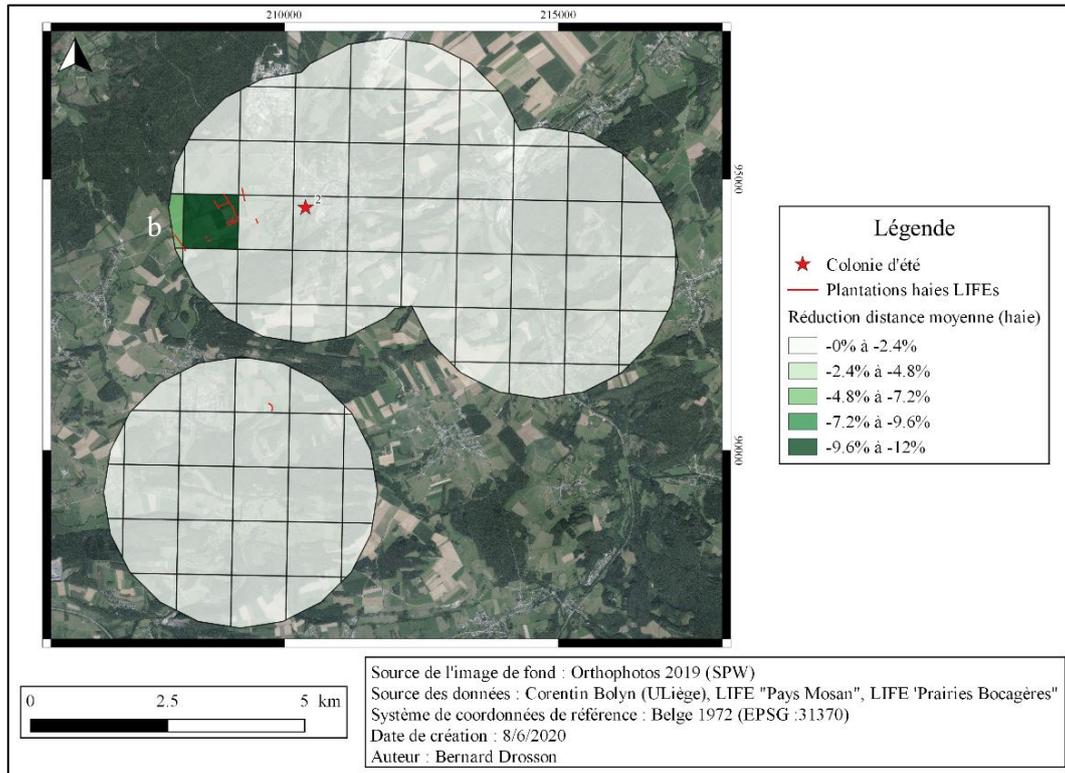


Figure n°22 : Carte de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » à l'indice « Distance moyenne », en termes de réduction de la distance moyenne résultant des plantations de haies, au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

a) État des lieux avant-LIFEs

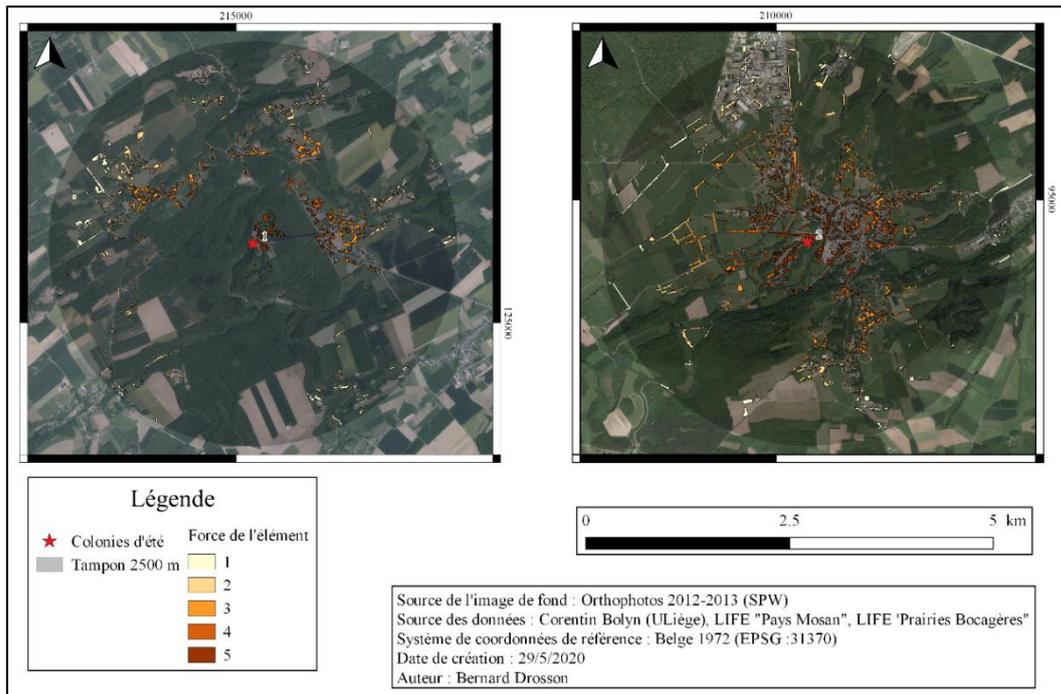


Figure n°23 : Carte de la force des ELB individuels avant-LIFEs, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein des tampons de 2500m autour des colonies d'été de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

La figure 23 ci-dessus identifie un plus grand nombre d'ELB de force élevée à proximité de la colonie 2. La colonie 1 est effectivement située au centre d'un massif forestier important. La figure 24 ci-dessous affiche une distribution décroissante à partir de la cote « 2 ». Cela reflète une distribution spatiale homogène des ELB selon un axe perpendiculaire aux tampons des colonies à partir de 500 mètres. La faible valeur de la première cote est due à l'environnement forestier adjacent à la colonie 1. Les haies ont été séparées des autres ELB afin de montrer leur importance relative parmi ces-derniers. La comparaison avant/après-LIFEs ne sera effectivement réalisée qu'avec les haies, à l'instar de l'indice « Distance moyenne ».

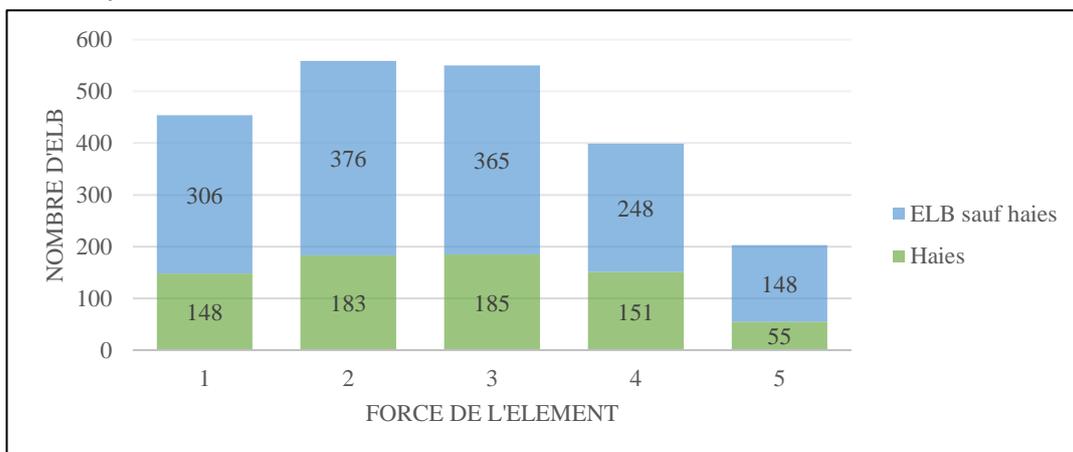


Figure n°24 : Histogramme du nombre d'ELB en fonction de leur « Force » issue du calcul de l'indice « Force de l'élément » avant-LIFEs, au sein des tampons des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les haies, en vert, ont été isolées du reste des ELB, en bleu.

b) État des lieux après-LIFEs

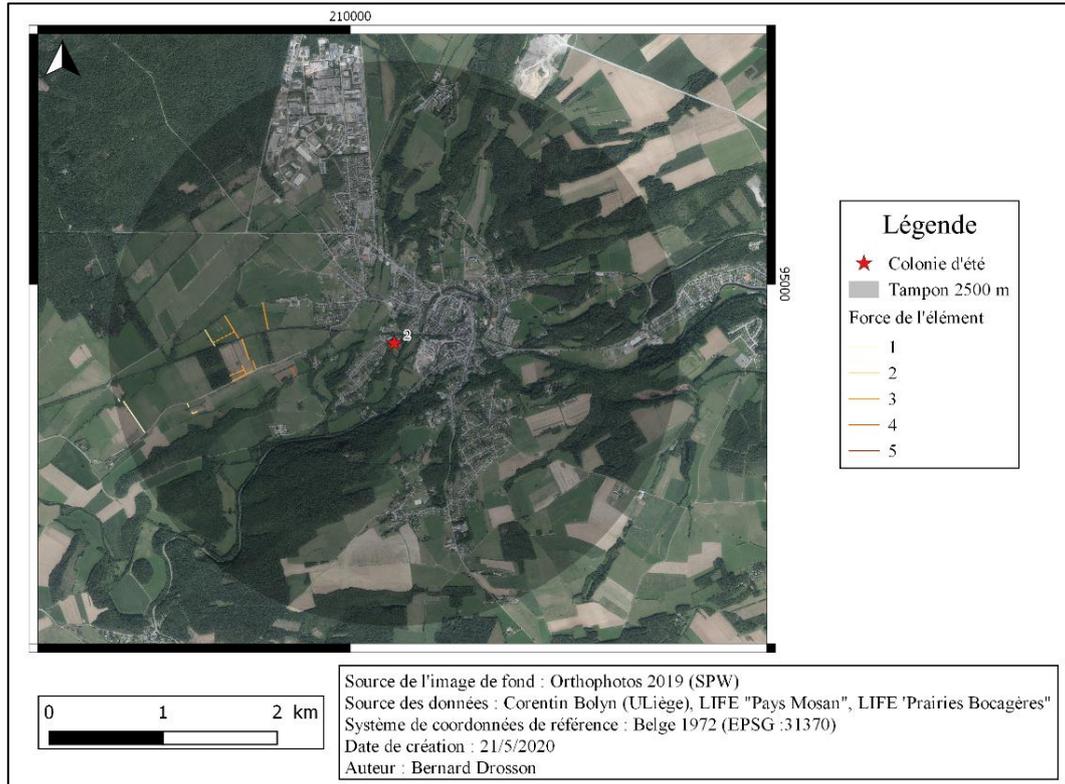


Figure n°25 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies au sein du tampon de 2500m autour de la colonie d'été 2 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Au total, 16 nouvelles haies sont observables au sein de la zone tampon des 2 colonies au cours des projets LIFEs. Ces dernières possèdent un score compris entre 1 et 4 et sont toutes situées à l'ouest de la colonie 2. La figure n°26 ci-dessous indique l'augmentation apportée par les LIFEs en termes de « Force de l'élément ».

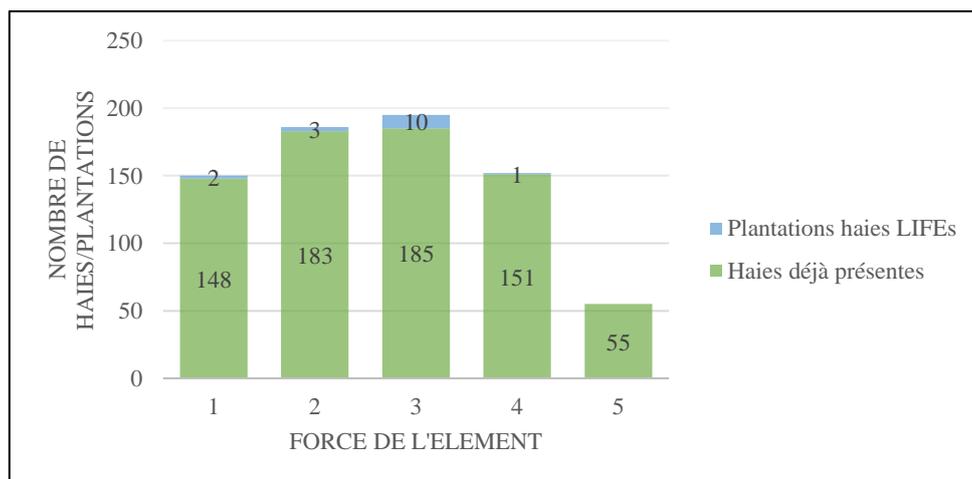


Figure n°26 : Histogramme présentant l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies, au sein des tampons des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ». Les haies déjà présentes dans le paysage sont représentés en vert et les plantations des LIFEs en bleu.

Connectivité équivalente

a) État des lieux avant-LIFE

La figure 27 ci-dessous représente l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » pour les 2 colonies de façon individuelle au sein de leur tampon de 2500m. Les superficies de ces zones apparaissent variables entre les deux colonies (tableau n°2). La colonie 1 possède en effet une zone de chasse environ trois fois plus élevée et une zone de déplacement deux fois plus élevée que la colonie 2.

Tableau n°2 : Résultats des calculs des superficies des zones de chasse et de déplacement issues de l'indice « Connectivité équivalente » au sein des tampon de 2500m autour des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Colonie	Superficie	
	Zone de déplacement (ha)	Zone de chasse (ha)
1	26.2	900.4
2	13.6	340.0

Comme nous l'indique la figure 27 ci-dessous, la répartition spatiale des zones de déplacement et de chasse semble homogène dans les tampons de la colonie 1 ; tandis que les zones de la colonie 2 sont principalement situées dans une même moitié du tampon. Cette nette coupure provient de la présence de la N86 qui traverse le tampon de la colonie 2 sur toute la longueur. De plus, la colonie 2 est située en bordure S-O du centre-ville de Rochefort qui représente une barrière importante pour le Petit rhinolophe.

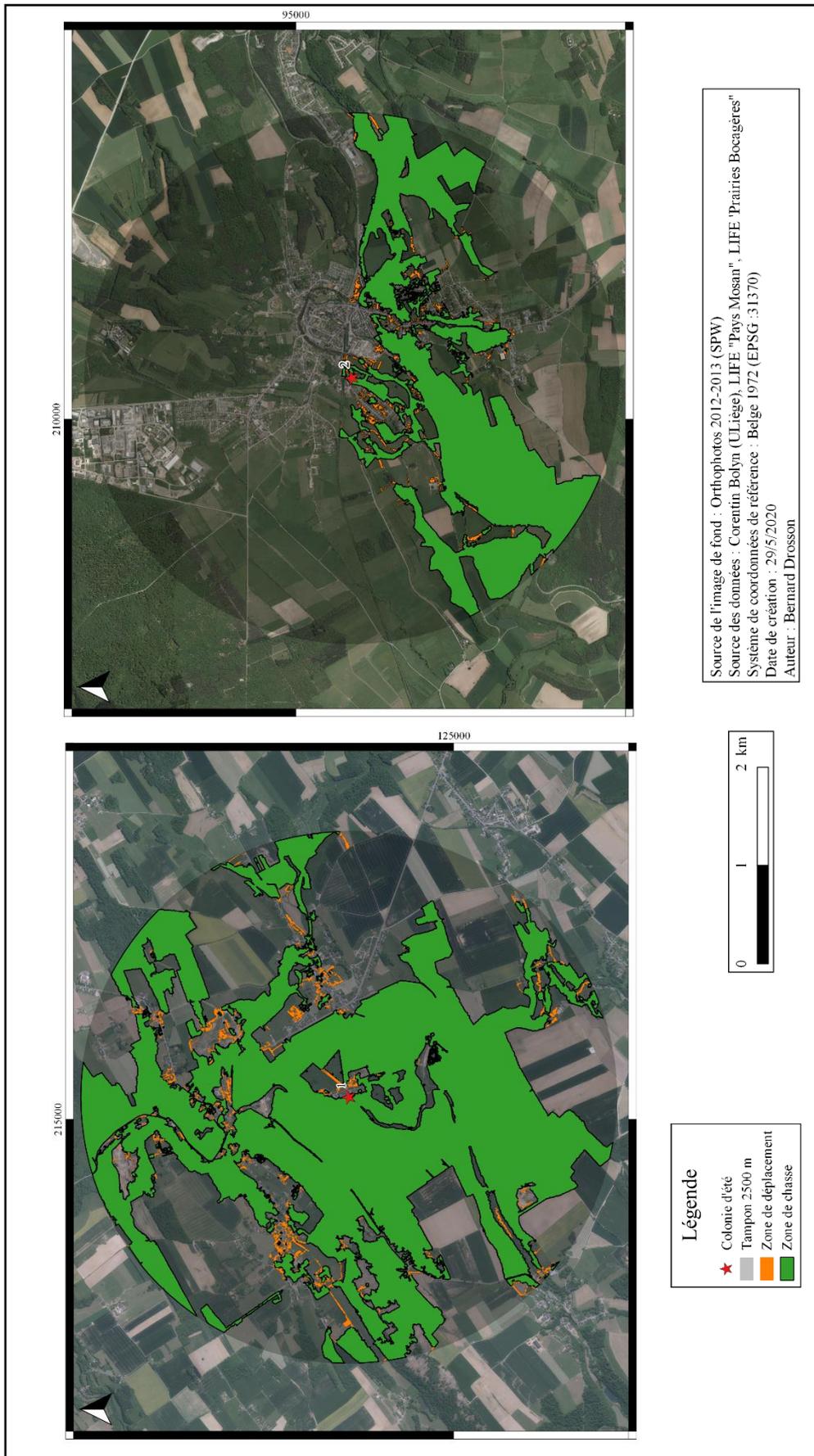


Figure n°27 : Cartes d'évaluation de la connectivité fonctionnelle des deux colonies de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), au sein de leur tampon respectif de 2500m, identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les zones de chasse sont représentées en vert et les zones de déplacement en orange.

b) État des lieux après-LIFEs

L'état des lieux après-LIFEs est évalué uniquement pour la colonie 2, étant donné que 16 plantations de haies ont été réalisées au sein de son tampon.

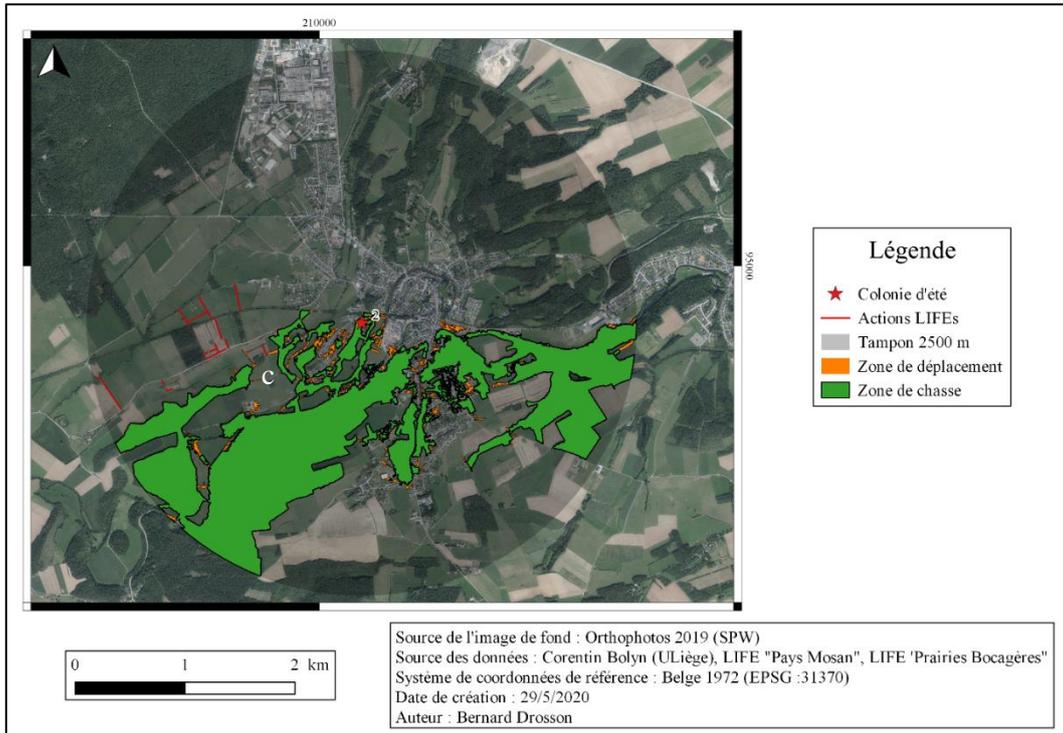


Figure n°28 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » à la connectivité fonctionnelle de la colonie 2 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan », à travers l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été.

Les haies mises en place par les projets LIFEs ne sont pas en contact avec les zones de chasse et de déplacement et n'augmentent donc pas les valeurs de l'indice « Connectivité équivalente ». Toutefois, une haie plantée par les projets s'avère être dans une zone critique en termes de connectivité (c). Cette zone permettrait de rejoindre une grande zone de chasse de forme allongée située à l'ouest de la colonie, qui n'est accessible actuellement qu'en contournant plusieurs zones ouvertes.

c) Présentation des zones potentiellement accessibles

L'identification est réalisée manuellement sur les 2 colonies à partir de cartes illustrant les zones de chasse et de déplacement accessibles ainsi que non-accessibles.

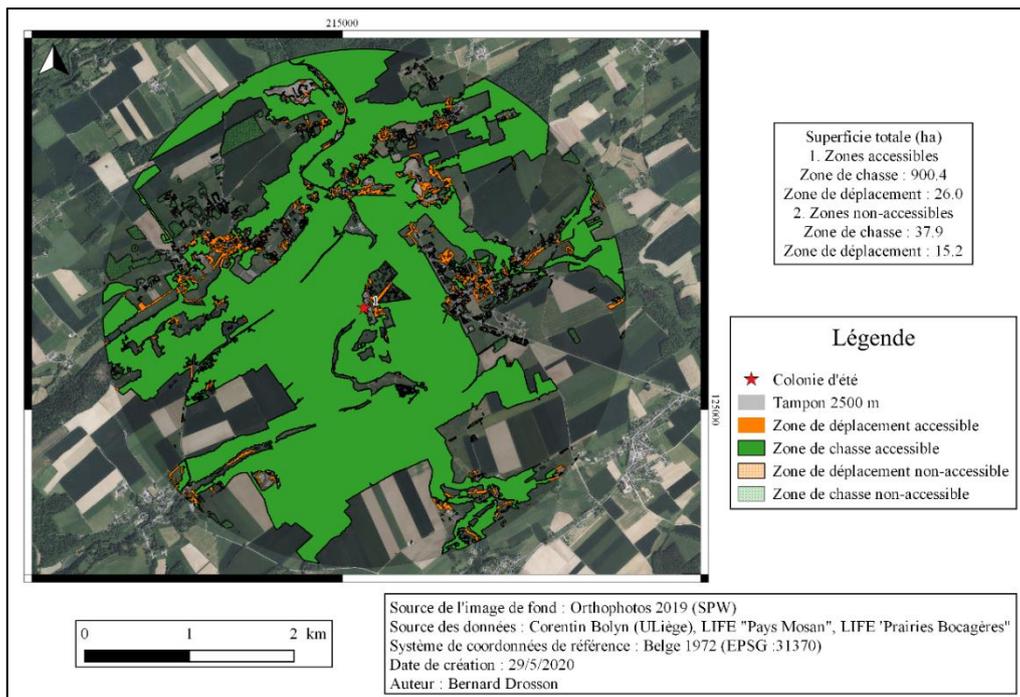


Figure n°29 : Carte des zones de chasse et de déplacement accessibles et non-accessibles, après-LIFEs, issues du calcul de l'indice « Connectivité équivalente » de la colonie 1 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan ».

La figure n°29 ci-dessus affiche une exploitation presque totale des zones de chasse et de déplacement présentes dans le tampon de la colonie 1. De plus, ces zones forment un massif compact centré sur la colonie. Cette colonie ne présente donc pas de point critique de connectivité et n'apparaît pas prioritaire pour de futurs projets.

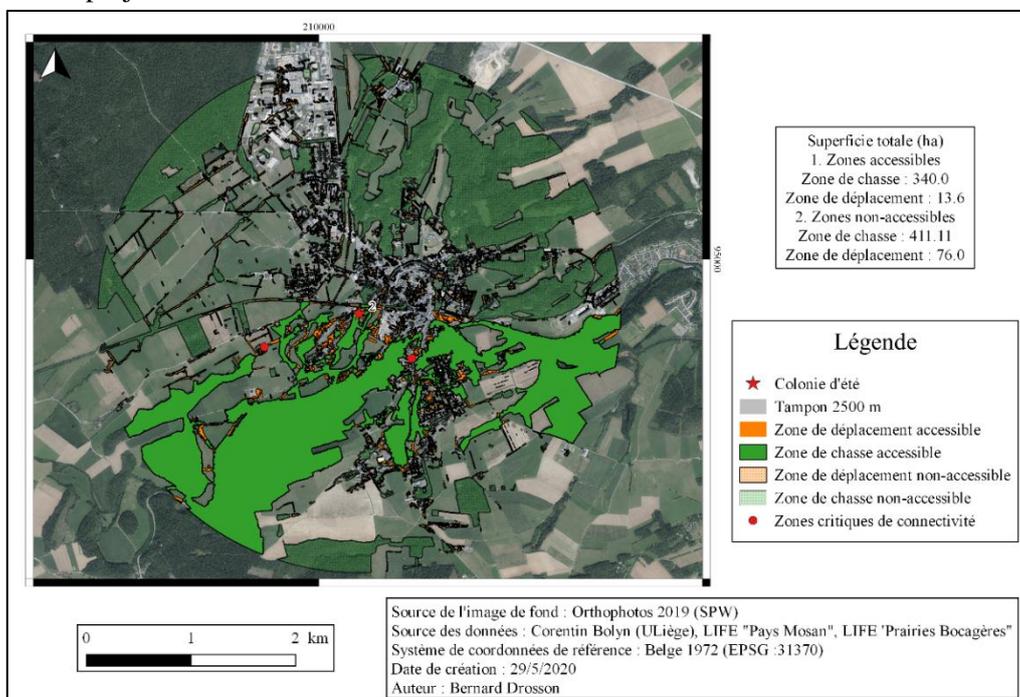


Figure n°30 : Carte des zones de chasse et de déplacement accessibles et non-accessibles, après-LIFEs, issues du calcul de l'indice « Connectivité équivalente » de la colonie 2 de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan ».

La figure 30 ci-dessus confirme l'importante quantité de zones de chasse rendues inaccessibles par la présence du centre-ville et de la nationale pour la colonie 2. Deux zones critiques de connectivité ont été identifiées et sont représentées par des ronds pleins rouges. La première, à l'ouest, est située à l'emplacement de l'action des LIFEs discutée plus tôt dans l'étude de cet indice et correspond à une zone critique de connectivité à restaurer dans le cadre de projets futurs. La seconde, à l'est, constitue à ce jour un faible corridor permettant l'accès à une vaste zone de chasse et mérite à ce titre de bénéficier de l'attention de futurs projets de restauration.

3) Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*)

Les colonies réelles et théoriques sont associées à des numéros pour plus de clarté dans les analyses. La correspondance entre le numéro, la description topologique ainsi que les coordonnées (Belge 1972) des colonies issues du projet LIFE « Pays Mosan » est présentée ci-dessous.

Tableau n°3 : Correspondance entre les descriptions topologiques, les coordonnées (Belge 1972) et les numéros des colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) dans le projet LIFE « Pays Mosan ».

Colonies de Grand rhinolophe		
Description topologique	Coordonnées (X-Y)	Numéro
Maison Hansez 25	(246026-141675)	1
Chapelle du château de Fraipont	(256568-140019)	2
Eglise Saint-Donat	(235250-116712)	3
Eglise Saint-Nicolas	(227411-116341)	4
Maison Espagnole	(227371-116241)	5
Château de Montrival	(210385-94475)	6

Les autres points de localisation utilisés pour l'étude de l'indice « Distance moyenne » sont situés comme suit, les coordonnées sont présentées entre parenthèse :

- Commune de Durbuy : Eglise de Durbuy (227411-116344)
- Commune de Trooz : Vallée du Fond-de-Forêt (244299-142899), Vallon de la Magne (244093-143251) et Grottes préhistoriques de Fond-de-Forêt (244178-143325)
- Commune de Rochefort : Trou de l'Ambre (208493-92947), Grotte d'Eprave (207919-92448), Carrière de grès de Lam'soul (214686-93453), Grotte touristique de Rochefort côté labo (211259-94169) et Réserve naturelle de « Behotte » (209359-94045)
- Commune de Hotton : Transect 2 petits ponts Marchette (224091-106854) et Filets La Bouhaye (224567-107955)
- Commune de Olne : Entre Forêt et Hansez (245244-141884)

En ce qui concerne les conditions écologiques spécifiques en termes d'ELB, les largeurs moyennes n'ont été calculées que pour les haies lors de la constitution des données et ne sont donc pas prises en compte pour la sélection des bandes arborées. De plus, ces conditions ont été légèrement élargies. En effet, moins de 1,5% des haies et moins de 7% des bandes arborées détectées dans le paysage étaient retenues avec les conditions initiales de hauteur et de largeur. En considérant une plasticité de l'espèce face aux caractéristiques structurelles des ELB, la hauteur moyenne minimale des haies et bandes arborées est de 4 mètres et la largeur moyenne des haies est comprise entre 2 et 7 mètres. Cet élargissement prend à

présent en compte 14% des haies et 21% des alignements arborés, ce qui permet de rester sélectif en éliminant plus de 75 % des ELB.

Les cartes de l'état des lieux après-LIFEs sont présentées uniquement pour les colonies 1, 2 et 6, étant donné que presque aucune action n'a été réalisée dans le périmètre des colonies 3, 4 et 5. Les haies et les vergers sont également les seuls ELB pris en compte étant donné que ce sont les catégories d'ELB impactées par les projets LIFEs et bénéfiques au Grand rhinolophe dans cette zone.

Distance moyenne

a) État des lieux avant-LIFEs

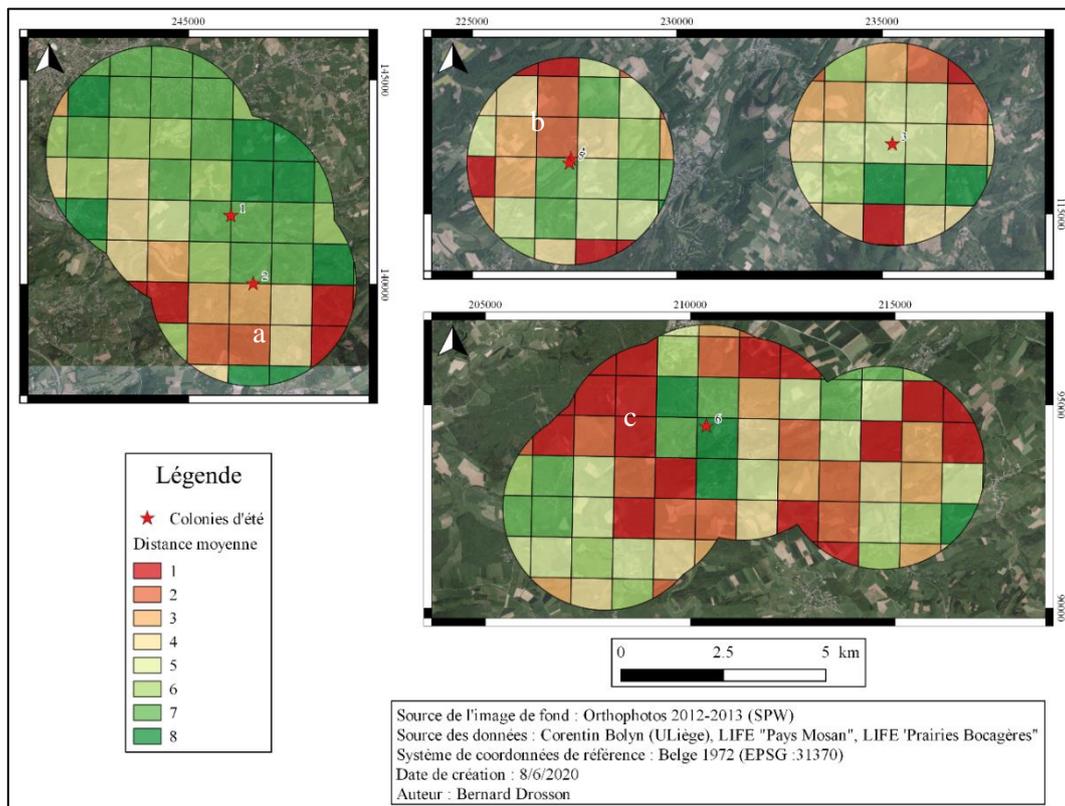


Figure n°31 : Carte de l'indice « Distance moyenne » avant-LIFEs au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

La figure 31 indique que les colonies 1 et 6 sont situées sur des tuiles dont l'indice est élevé alors que les 4 autres colonies sont situées sur ou à proximité directe de tuiles figurant parmi la moitié inférieure selon l'indice « Distance moyenne ». En ce qui concerne les tuiles adjacentes, trois zones critiques, dans lesquelles l'indice est très faible, apparaissent. La première est située au sud de la colonie 2 (a), la seconde au nord-ouest des colonies 3 et 4 (b), et la troisième à l'ouest de la colonie 6 (c).

b) État des lieux après-LIFEs

Au total, un peu plus de 5000 mètres de haies et environ 6 hectares de vergers ont été plantés par les LIFEs au sein des tampons des localisations du Grand rhinolophe. La figure 32 affiche une réduction de la distance moyenne de plusieurs tuiles situées à l'ouest des colonies 1 et 6 (d-e). En ce qui concerne les vergers, une réduction est observée sur une tuile située entre les colonies 1 et 2 (f) ainsi que sur une autre située à l'est de ces dernières (g).

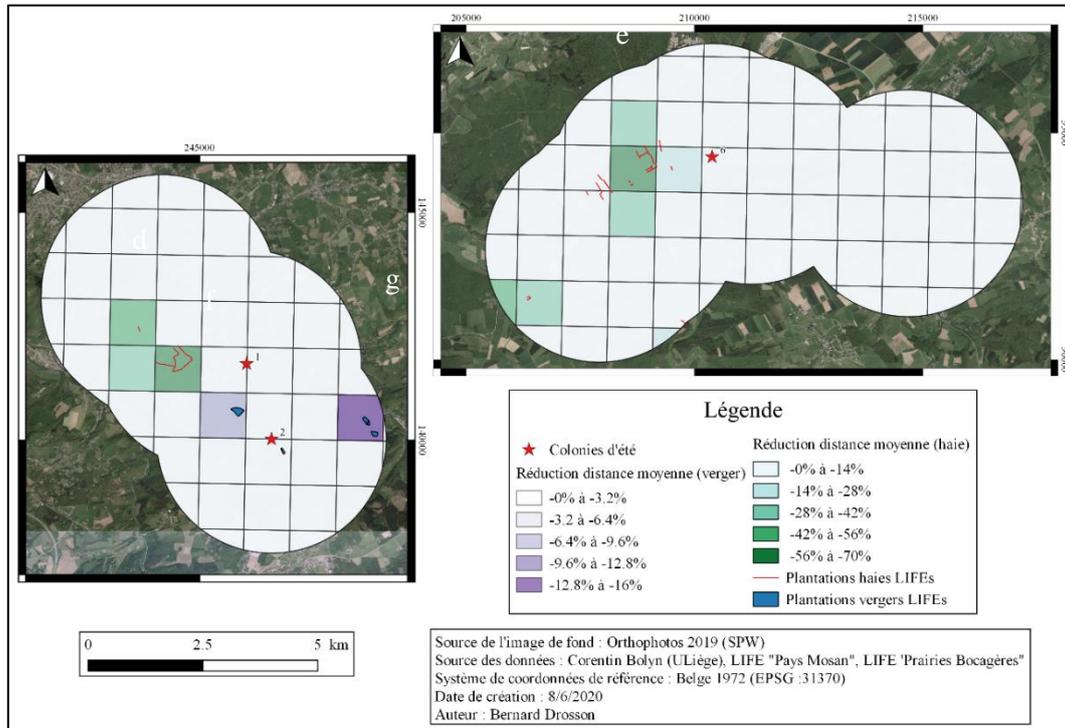


Figure n°32 : Carte de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » à l'indice « Distance moyenne », en termes de réduction de la distance moyenne résultant des plantations de haies et de vergers, au sein des tampons de 2500m autour des localisations de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

a) État des lieux avant-LIFEs

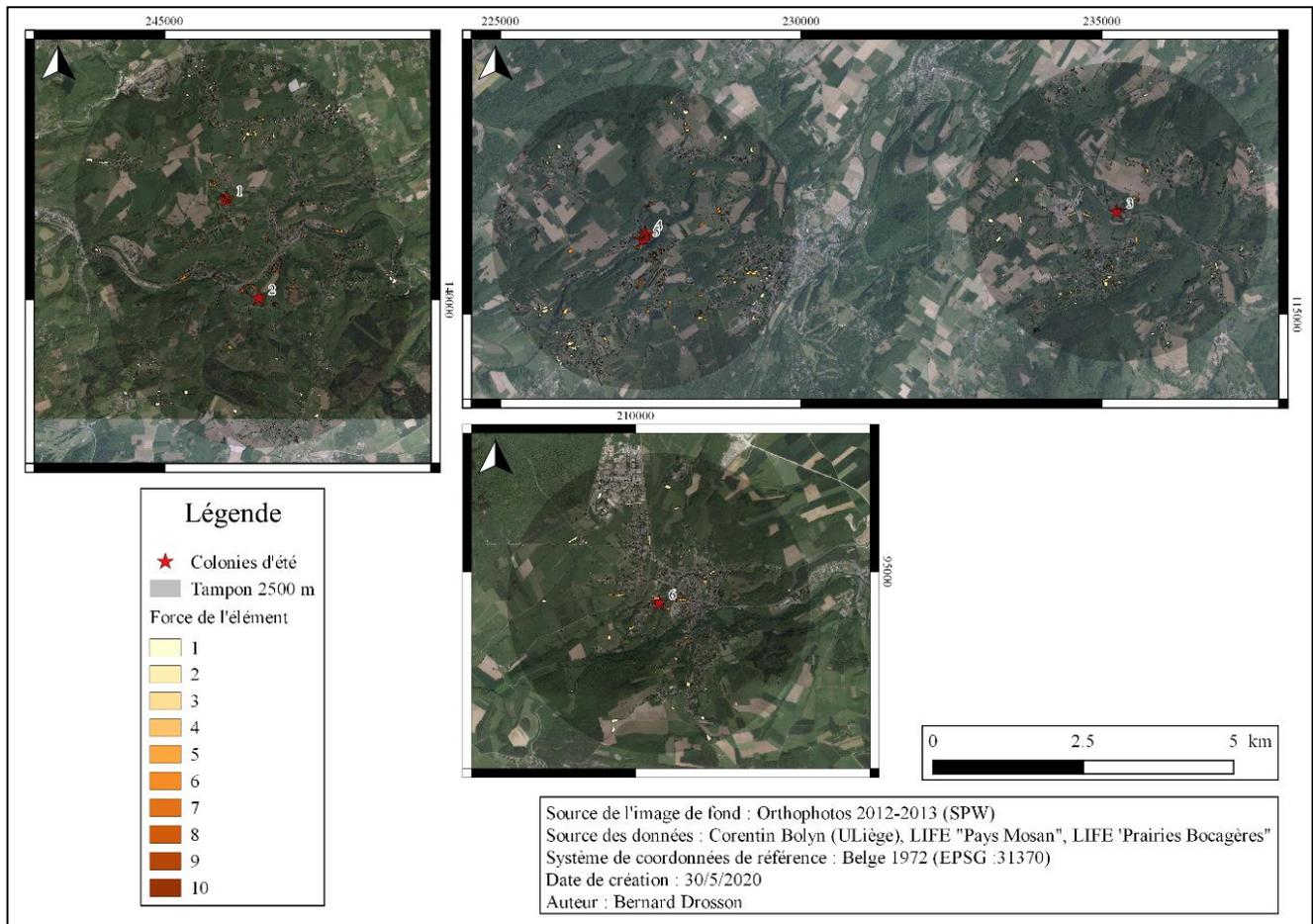


Figure n°33 : Carte de la force des ELB individuels, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein des tampons de 2500m autour des six colonies d'été de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

La figure 33 ci-dessus illustre l'indice « Force de l'élément » autour des 6 colonies. Au vu de l'étendue spatiale des 6 tampons, les ELB sont difficilement perceptibles malgré l'agrandissement de la carte, de la même façon que pour la Pie-grièche écorcheur. Toutefois, la figure 20 réalise un zoom sur une carte analogue, concernant le même indice pour la Pie-grièche écorcheur, et permet d'illustrer les résultats de cet indice. La figure 33 ci-dessus identifie des ELB de force élevée entre les colonies 1 et 2 ainsi qu'à proximité des colonies 4 et 5, situées à un peu plus de 100m l'une de l'autre. L'indice varie entre 1 et 10 pour l'ensemble des ELB étant donné que les tampons des colonies se chevauchent, et particulièrement en raison de la proximité spatiale des colonies 4 et 5. La figure 34 ci-dessous affiche une distribution globalement décroissante avec une chute entre les cotes « 4 » et « 5 ». Les haies et vergers ont été séparés des autres ELB afin de montrer leur importance relative parmi ces derniers. La comparaison après-LIFE ne sera effectivement réalisée qu'avec ces deux catégories à l'instar de l'indice « Distance moyenne ».

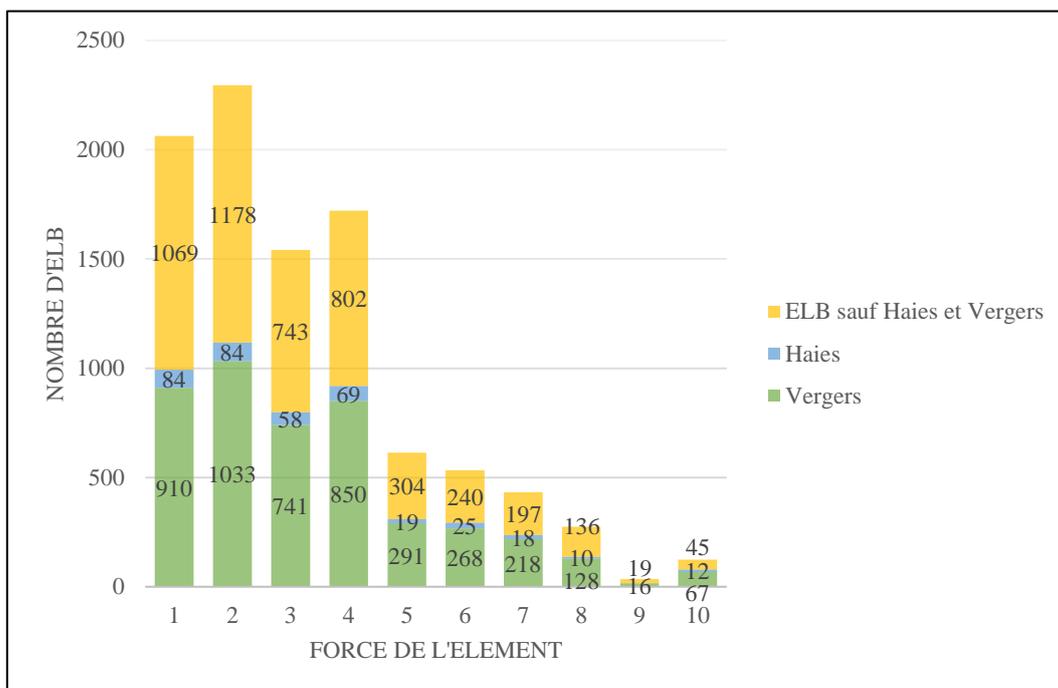


Figure n°34 : Histogramme du nombre d'ELB en fonction de leur « Force » issue du calcul de l'indice « Force de l'élément », au sein des tampons des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les haies, en bleu, et les vergers, en vert, ont été isolées du reste des ELB, en jaune.

b) État des lieux après-LIFEs

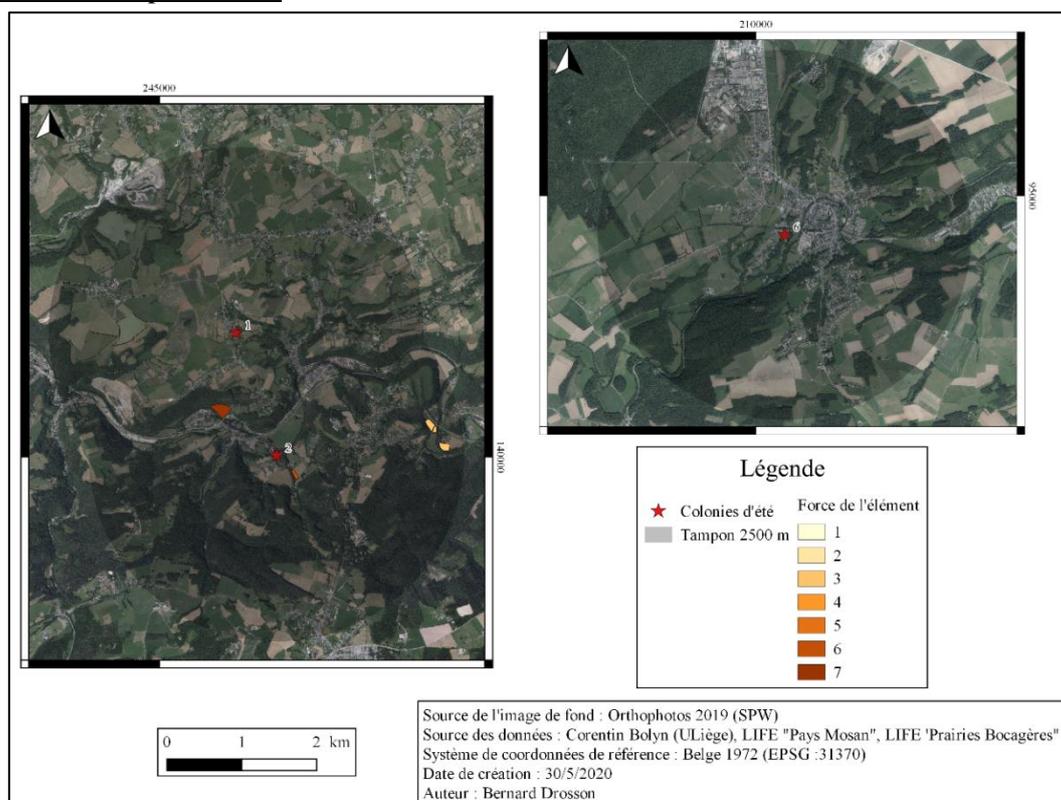


Figure n°35 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies et vergers au sein des tampons de 2500m autour des colonies d'été 1, 2 et 6 de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Par la figure 35 ci-dessus 31 nouvelles haies et vergers sont observables au total, et pour la plupart au sein de la zone tampon des colonies 1, 2 et 6. Ces-dernières possèdent un score compris entre 1 et 7. L'action de plus haute force et donc située de façon très stratégique est le verger situé entre les colonies 1 et 2. La figure n°36 ci-dessous indique l'augmentation apportée par les LIFEs en termes de « Force de l'élément ».

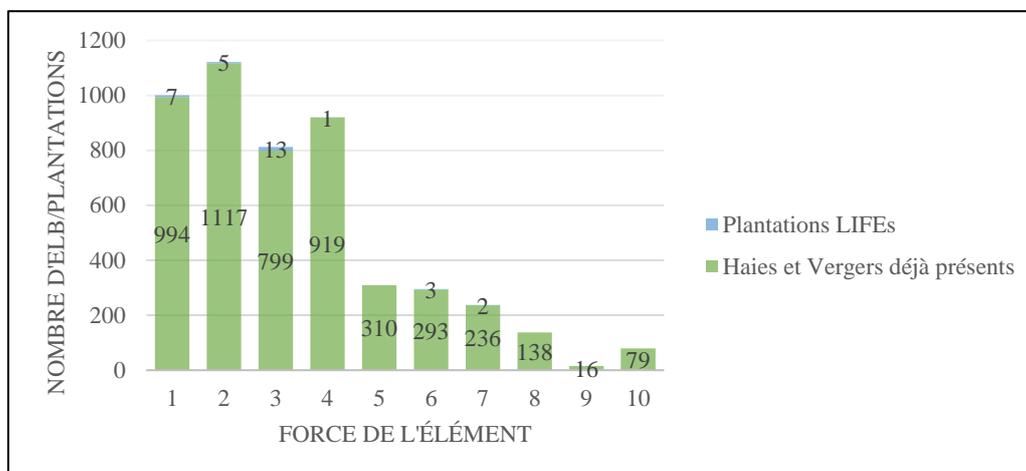


Figure n°36 : Histogramme présentant l'apport des projets LIFEs « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » en termes de haies et vergers au sein des tampons des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan » et présentation de leur force issue du calcul de l'indice « Force de l'élément ». Les haies et vergers déjà présents dans le paysage sont représentés en vert et les plantations des LIFEs en bleu.

Connectivité équivalente

a) État des lieux avant-LIFEs

La figure 37 ci-dessous représente l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » pour les 6 colonies de façon individuelle au sein de leur tampon de 2500m. Une hétérogénéité est observable pour les zones de déplacement comme pour les zones de chasse (tableau n°4).

Tableau n°4 : Résultats des calculs des superficies des zones de chasse et de déplacement issues de l'indice « Connectivité équivalente » au sein des tampon de 2500m autour des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Colonie	Superficie	
	Zone de déplacement (ha)	Zone de chasse (ha)
1	10.2	557.3
2	6.5	905.0
3	6.0	843.6
4	7.1	702.3
5	7.2	693.5
6	3.3	601.8

Comme nous l'indique la figure 37 ci-dessous, la répartition spatiale des zones de déplacement et de chasse semble homogène chez l'ensemble des colonies à l'exception de la colonie 6 qui est notamment limitée par la présence de la N949 au nord.

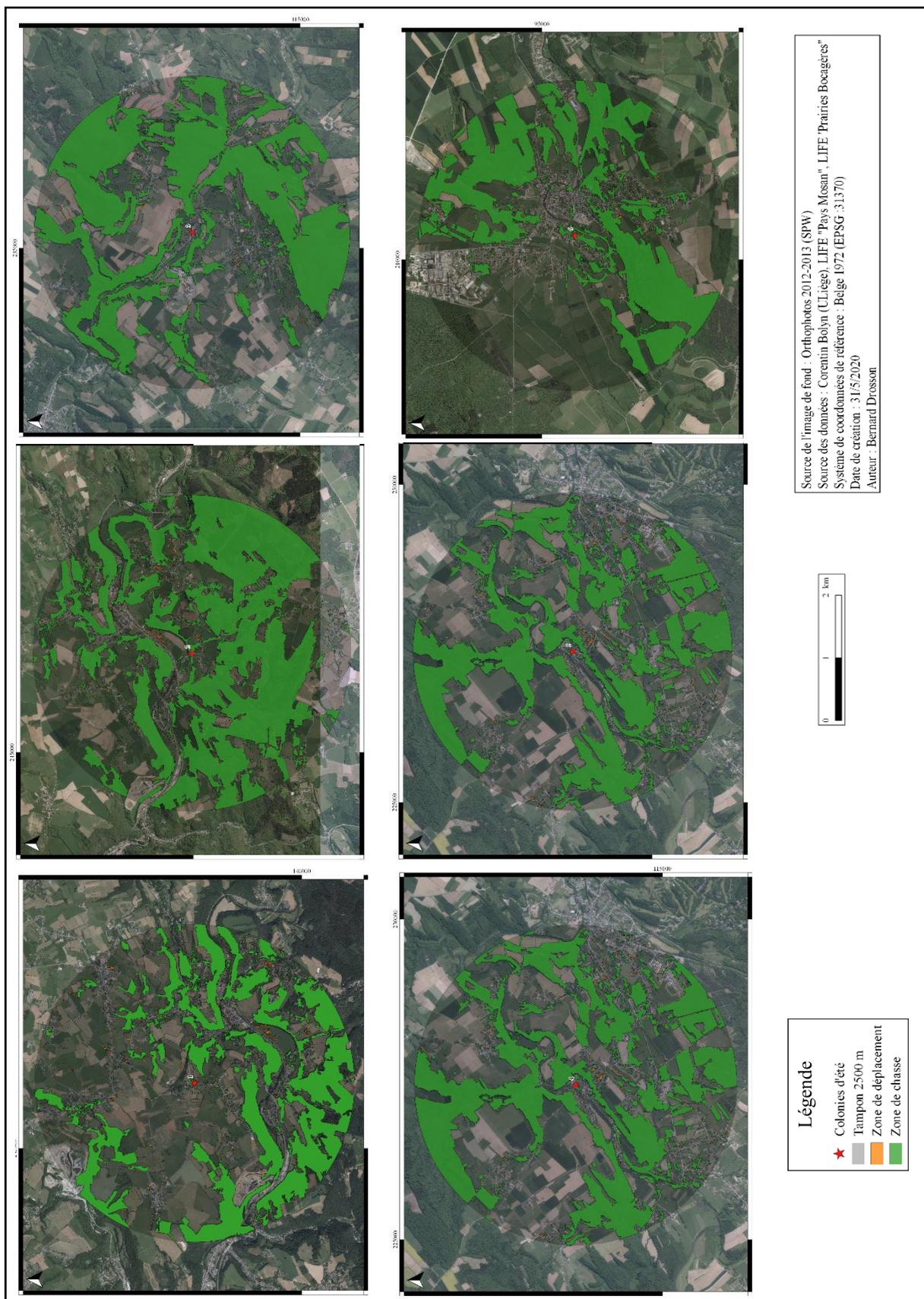


Figure n°37 : Cartes d'évaluation de la connectivité fonctionnelle des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) au sein de leur tampon respectif de 2500m identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ». Les zones de chasse sont représentées en vert et les zones de déplacement en orange.

b) État des lieux après-LIFEs

L'état des lieux ne concerne que les zones de chasse et de déplacement des colonies 1 et 2, ainsi que la zone de déplacement de la colonie 6 au vu des actions mises en place par les LIFEs. L'apport des LIFEs est présenté sous deux formes : « Gain LIFEs » pour désigner les nouvelles zones de chasse et de déplacement, ainsi que « Haies LIFEs » pour désigner les haies plantées dans les tampons autour des colonies mais théoriquement non-accessibles selon cet indice.

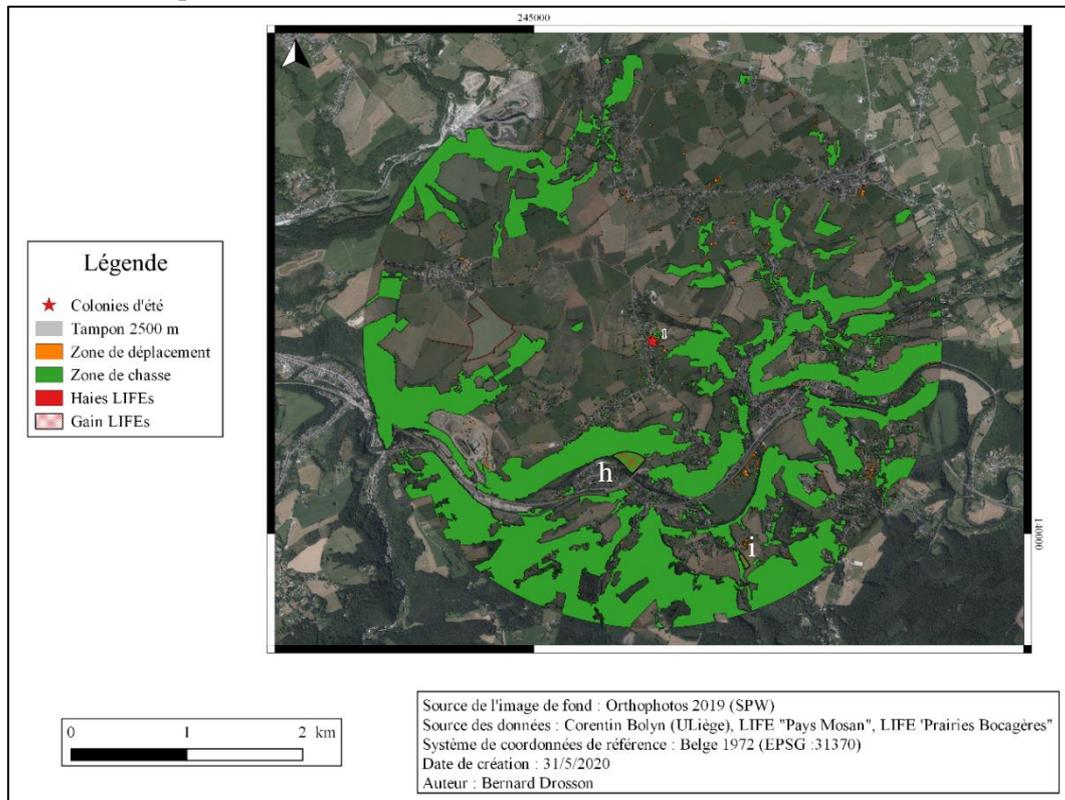


Figure n°38 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » à la connectivité fonctionnelle de la colonie 1 de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan », à travers l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été.

La figure 38 ci-dessus indique que les vergers mis en place par les LIFEs (h-i) augmentent les valeurs de l'indice « Connectivité équivalente » d'un peu moins de 4ha de zones de chasse pour la colonie 1.

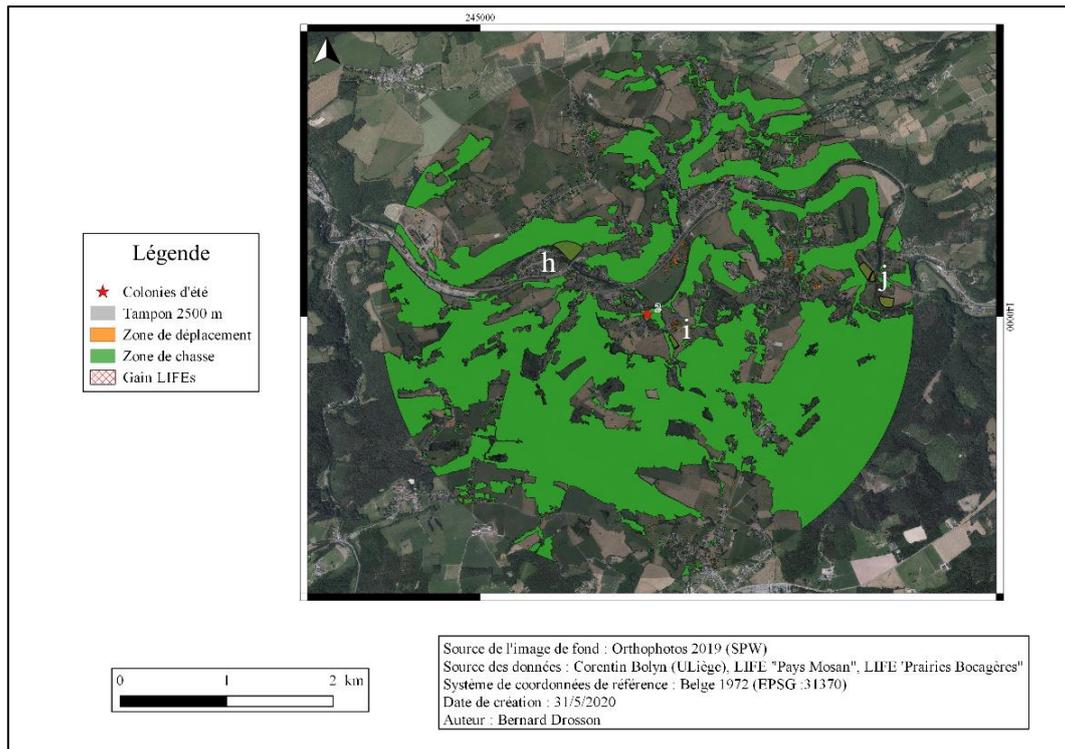


Figure n°39 : Carte d'évaluation de l'apport des projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » à la connectivité fonctionnelle de la colonie 2 de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), identifiée par le projet LIFE « Pays Mosan », à travers l'étude de l'indice « Connectivité équivalente » au sein du tampon de 2500m autour de sa colonie d'été.

La figure 39 présente un gain de 5,7 ha de superficie de zone de chasse apporté par les actions mises en place par les projets LIFEs grâce à la plantation de plusieurs vergers (h-i-j) pour la colonie 2.

La colonie 6 correspond spatialement à la colonie 2 du Petit rhinolophe. Malgré l'augmentation du tampon (38 m), les haies mises en place par les projets LIFEs ne sont toujours pas en contact avec les zones de chasse et de déplacement et n'augmentent donc pas les valeurs de l'indice « Connectivité équivalente ».

c) Présentation des zones potentiellement accessibles

Comme illustré à la figure 40 ci-dessous, les 6 colonies présentent des faibles superficies non-accessibles, à l'exception des zones de chasse de la colonie 6 pour les mêmes raisons qu'expliquées plus haut, ce qui correspond à une bonne exploitation des ressources présentes. Cela est probablement dû à leur capacité de déplacement plus importante que le Petit rhinolophe.

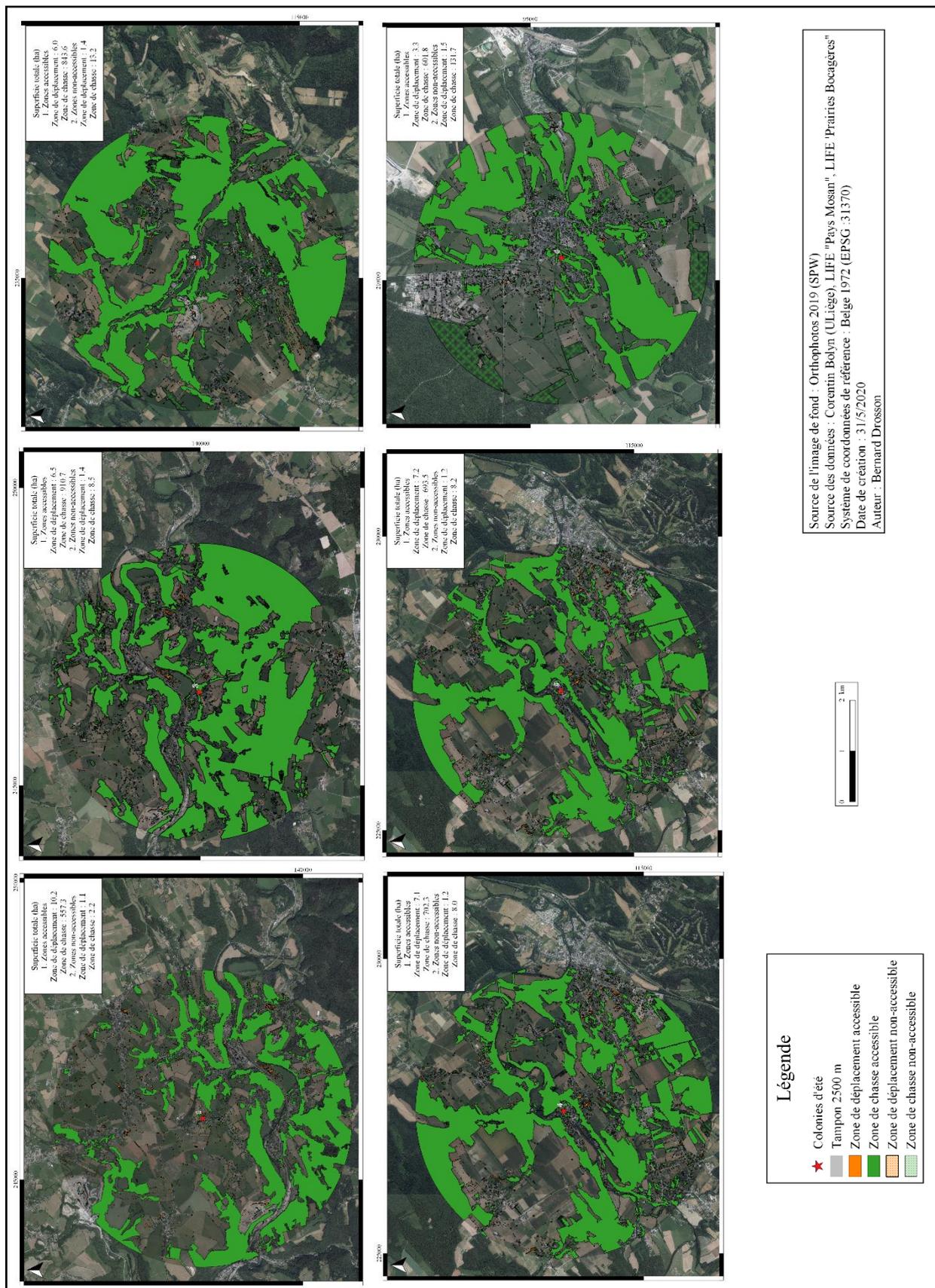


Figure n°40 : Carte des zones de chasse et de déplacement accessibles et non-accessibles issues du calcul de l'indice « Connectivité équivalente » des six colonies de Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) au sein de leur tampon respectif de 2500m autour des colonies d'été identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

Discussion

Résultats espèces et apport des LIFEs

Tout d'abord, en ce qui concerne la Pie-grièche écorcheur, les LIFEs ont apporté un impact positif significatif à la qualité du milieu, et ce particulièrement pour une zone centrale identifiée comme critique par l'indice « **Distance moyenne** ». Le nombre de perchoirs de chasse a également augmenté de 8% dans la zone concernée. Une augmentation de la qualité du milieu par les LIFEs a également été montrée pour les deux espèces de chauves-souris. Toutefois cet impact s'est montré plus modéré et reflète le caractère opportuniste des actions mises en place. Les colonies de Petit rhinolophe et de Grand rhinolophe sont en effet pour la plupart situées en zone agricole ou urbaine, ce qui nécessite la coordination de plusieurs acteurs pour la mise en place d'actions en leur faveur.

Concernant les ELB individuels, l'étude de l'évolution de l'indice « **Force de l'élément** » affiche une faible augmentation pour les trois espèces. Cet indice semble en effet, dans le cas de ce travail, plus approprié pour la sélection des ELB primordiaux à conserver plutôt que pour l'étude de l'impact des projets LIFEs. Les cartes produites permettraient ainsi de cibler les éléments de pertinence spatiale importante qui mériteraient d'être protégés en priorité pour le soutien aux trois espèces-cibles.

En ce qui concerne les colonies de chauves-souris de façon individuelle, malgré le fait que les haies implantées semblent théoriquement inaccessibles par les espèces, plusieurs vergers contribuent indéniablement aux zones de chasse du Grand rhinolophe. L'accessibilité des zones de chasse présentes dans les tampons des colonies s'est montrée très importante à travers l'indice de « **Connectivité équivalente** », avec un léger manque à gagner pour la colonie du Château de Montrival. De plus, cette colonie est mixte et abrite le Petit rhinolophe ainsi que le Grand rhinolophe. Elle apparaît ainsi prioritaire pour des projets futurs.

Au vu des résultats de ce travail, l'apport des LIFEs peut sembler anecdotique pour les espèces-cibles. Ce constat est à relativiser pour diverses raisons. Tout d'abord de nombreuses plantations de haies, vergers et buissons ont été réalisées par les LIFEs **en dehors de la zone d'étude** de ce travail. Par exemple, seulement 4% des haies mises en place par le projet LIFE « Pays Mosan » et 6% des buissons mis en place par le projet LIFE « Prairies Bocagères » ont été pris en compte pour les analyses de ce travail. Pour le premier projet, les 94% restants sont peut-être situés dans des zones accessibles par le Murin à oreilles échancrées ou par le Grand murin qui sont les deux autres espèces-cibles du projet. Si cela n'est pas le cas, il est important de garder à l'esprit que les inventaires des espèces-cibles réalisés dans le cadre des LIFEs ne sont pas exhaustifs. D'autres colonies non-inventoriées de ces quatre espèces de chauves-souris vont probablement bénéficier également des actions mises en place. Pour le second projet, une seule partie de la zone d'action du projet a effectivement été analysée par ce travail en raison de la qualité hasardeuse des données LiDAR sur la partie ouest du projet LIFE.

En outre, les espèces-cibles du projet ont bénéficié d'**autres actions mises en place** par les LIFEs, telles que le creusement de mares ou l'amélioration des gîtes de reproduction pour les chauves-souris. Les projets ont également permis de sensibiliser de nombreux acteurs à l'importance écologique des chauves-souris et des oiseaux nicheurs agricoles en Wallonie ainsi qu'à leur avenir incertain.

Pour conclure, et cela est peut-être le point le plus important, les projets LIFE « Nature » se construisent autour d'espèces ou d'habitats d'importance communautaire à l'échelle de régions ou de l'Europe dans son entièreté. Le **choix de ces espèces** et habitats dépasse en général leur état de conservation souvent défavorable voire critique, et intègre d'autres critères telle que la notion d'« espèce parapluie ». Ces

espèces, dont la niche écologique se révèle variée, permettent de soutenir un grand nombre d'espèces associées aux différents habitats fréquentés par l'espèce parapluie à travers sa conservation. Dans le cas présent, l'installation de buissons épineux pour la Pie-grièche écorcheur ou la mise en place de vergers, de haies et de mares pour les chauves-souris ne bénéficieront pas uniquement à ces-dernières. En référence au chapitre portant sur le rôle des ELB dans le soutien à la biodiversité, il faut dire que les principaux bénéficiaires font partie des groupes des amphibiens, des araignées et des pollinisateurs, mais aussi d'autres espèces d'oiseaux nicheurs et de chauves-souris. Il me semble donc pertinent de prendre en compte la contribution des actions mises en place par les LIFEs à l'état de conservation d'autres espèces que les espèces-cibles pour évaluer les projets de façon holistique et non réductrice.

Il est important de souligner que ce travail n'a abordé qu'une petite partie de l'ensemble des actions mises en place par les deux projets LIFE. Leur volet le plus important était en effet la restauration et conservation de pelouses et prairies de grand intérêt biologique. Ils en ont, à cet effet, restauré pas moins de 550 hectares. Ces milieux, bien que faisant partie de l'habitat des trois espèces-cibles n'ont pas été pris en compte pour cette étude afin de se focaliser sur les ELB. Un biais important dans les analyses est notamment entraîné pour la Pie-grièche écorcheur. En effet, la qualité biologique des prairies avoisinant les ELB visités par cette dernière a été montrée précédemment comme déterminante pour la sélection des sites de nidification et des perchoirs de chasse.

Critique matériel et méthode

Ce chapitre s'attèle à la critique de la méthode d'analyse empruntée dans le cadre de ce travail afin d'en identifier les faiblesses et leurs impacts sur les résultats produits, mais également dans le but de proposer des pistes de solutions pour des projets futurs.

Tout d'abord, il est important de rappeler que les **données traitées** dans ce travail sont issues de deux sources principales : les projets LIFE « Pays Mosan » et « Prairies Bocagères » d'une part, ainsi que le projet « Interreg Forêt Pro Bos » d'autre part. Pour les premiers, les données ont été constituées spécifiquement pour les espèces-cibles, aucun doute ne subsiste donc à leur utilisation dans ce travail. Ce n'est pas le cas pour le second dont les données ont plutôt été construites dans l'optique d'évaluer la ressource ligneuse, en et hors forêt, dans son ensemble. Toutefois, le niveau de finesse spatiale, le contexte wallon et la classification élaborée sont tant d'éléments qui ont mené à exploiter ces dernières dans le cadre de ce travail. Une hypothèse importante concernant ces données est tout de même à souligner. Elle concerne l'assimilation de la classe « Arbres agglomérés » aux « Vergers ». D'abord, la classe « Arbres agglomérés » est plus large et correspond à d'autres formations tels que des groupes d'arbres sans vocation particulière au milieu de champs, des plantations de résineux suivant une mise à blanc, des jardins ornementaux ou des arbres de parking. Ensuite, les vergers effectivement présents dans le paysage ne sont pas tous classés dans la classe « Arbres agglomérés ». Alors que les anciens vergers semblent pour la plupart s'y retrouver, les jeunes sont classés de façon plus aléatoire. Nous pouvons effectivement remarquer le classement du jeune verger, représenté à la figure 41 ci-dessous, selon quatre classes différentes. Une cinquième classe, « Haie » est observable sur la carte, mais cette fois non confondue avec le verger car bordant ce dernier.

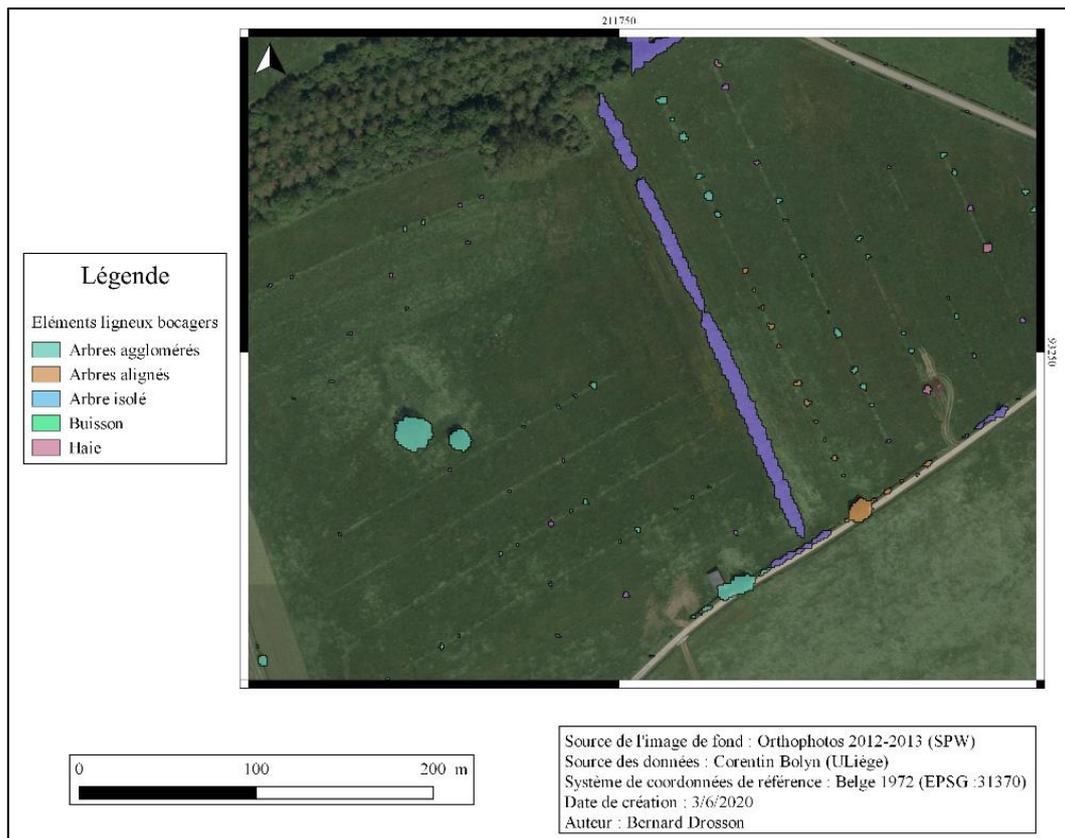


Figure n°41 : Cartographie des éléments ligneux bocagers dans le cas particulier d'un verger et d'une partie de sa périphérie à proximité de Rochefort (Belgique).

La considération évoquée ci-dessus est à relativiser car elle provient uniquement d'une comparaison réalisée avec des interprétations visuelles issues des orthophotos 2012-2013 du SPW, qui correspondent grossièrement à la date d'acquisition des données LiDAR. De plus, il est important de souligner que l'algorithme de classification qui a permis de produire les couches vectorielles d'ELB n'avait pas pour objectif de cartographier les vergers en tant que tels. Au vu de l'importance écologique que les vergers représentent, comme cela a été illustré, il serait intéressant de mettre au point un algorithme permettant de les isoler dans le cadre de projets futurs.

Ensuite, le caractère théorique de l'approche utilisée est prépondérant dans ce travail, et ce notamment pour l'**identification des besoins écologiques des espèces-cibles** en termes d'ELB. Celui-ci s'est en effet basé sur une large revue de la littérature afin d'identifier des valeurs seuils. Toutefois, malgré la considération d'études correspondant au même contexte bioclimatique européen, à savoir « Continental », leurs contextes spatio-temporels étaient très variés. Pour ces raisons, la retenue d'une valeur intermédiaire, entre plusieurs articles, de 2,5 m pour l'espacement maximal entre éléments pour le Petit rhinolophe notamment semble hasardeuse. Ces valeurs seuils pourraient être ajustées dans le contexte de l'étude, ou de la région wallonne le cas échéant pour des études futures. Elles pourraient être définies en disposant des capteurs à ultrasons automatiques SM2 selon une grille au sein des zones de chasse et de déplacement identifiées par l'indice « Connectivité équivalente », avec l'ajout de capteurs dans les zones critiques de connectivité. Ces données permettraient d'établir un modèle de distribution de l'espèce qui pourrait mener à des analyses plus pointes, par l'analyse de graphes notamment.

Par ailleurs, en ce qui concerne les **métriques**, il semble que l'utilisation des tuiles du projet LIFE « Pays Mosan » n'était pas appropriée pour le calcul de l'indice « **Densité** » dans le cas du projet LIFE « Prairies Bocagères ». Au vu de la taille plus faible des zones d'actions de la Pie-grièche écorcheur ainsi que de leur disposition spatiale plus complexe, il aurait été plus pertinent de fonctionner avec des tuiles de plus petite taille. Il aurait également été possible de considérer les sous-zones de façon individuelle sans le recouvrement des tuiles, afin d'illustrer au mieux les disparités en termes d'éléments ligneux favorables à l'espèce entre ces sous-zones. Ensuite, concernant l'indice « **Force de l'élément** », il est important de souligner la non prise en compte de la pertinence spatiale des ELB individuels. Cela est notamment le cas pour les ELB situés à proximité directe d'une colonie mais au cœur d'une zone urbaine et donc inaccessibles aux individus de la colonie en raison du caractère lucifuge du Petit rhinolophe et du Grand rhinolophe. Ce cas particulier est illustré sur la figure 42 ci-dessous. Ces ELB possèdent en effet un score élevé pour l'indice et semblent prioritaires à conserver, alors qu'ils ne sont très probablement pas fréquentés par l'espèce. Une vérification de la pertinence spatiale des ELB de cote élevée serait donc à effectuer avant l'éventuelle mise en place d'un programme de conservation de ces derniers.



Figure n°42 : Extrait de la carte d'évaluation de l'importance des ELB individuels avant-LIFE, à travers l'indice « Force de l'élément » au sein des tampons de 2500m autour des colonies d'été de Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) identifiées par le projet LIFE « Pays Mosan ».

En outre, la considération concernant le caractère lucifuge des espèces impacte également les résultats de l'indice « **Connectivité équivalente** ». Cet indice ne prend effectivement pas en compte les barrières aux espèces telles que les routes éclairées, qui constituent une entrave à leur déplacement dans le paysage. De plus, une importante simplification a été réalisée dans le cadre de cet indice en considérant les feuillus et les résineux comme zones de chasse. Ces derniers ne se montrent en effet que très peu fréquentés par les espèces et devraient être écartés pour des travaux futurs sur le Petit rhinolophe ou le Grand rhinolophe. Un dernier point concerne la création des deux classes, « Zone de chasse » et « Zone de déplacement ». Ces dernières ont considéré en effet uniquement la fonction principale des ELB assignés aux classes. Les haies, par exemple, sont assignées aux « Zone de déplacement » alors qu'elles peuvent également servir de zone de chasse pour ces deux espèces. A contrario les vergers, assignés aux « Zone de chasse », peuvent bien entendu servir de liaison pour le déplacement des espèces.

Une réflexion sur les stratégies de conservation de ces deux espèces est pertinente à aborder en ce qui concerne leur caractère **lucifuge**. En effet, il semblerait optimal d'instaurer des réglementations de réduction lumineuse aux alentours des colonies identifiées. Cela permettrait sans aucun doute d'améliorer leurs déplacements aux abords de la colonie. Toutefois, les lumières bordant les routes permettent d'épargner la vie d'un bon nombre d'individus en les dissuadant de traverser. Il a effectivement été estimé que le franchissement des routes est responsable de la mort de 0,3 à 6,8 chauves-souris/km de route/an en fonction de la richesse du biotope avoisinant (Natagora, 2016). Au-delà de la survie des espèces, il est indéniable que les superficies de zone de chasse accessibles impactent la survie et le développement des colonies. Il convient donc d'aménager des passages sécurisés disposés de façon spatialement stratégique afin de permettre aux chauves-souris de se déplacer en toute sécurité à travers le paysage. Pour ce faire, les passages à gibiers sont notamment empruntés par ces deux espèces (Arthur & Lemaire, 2015).

A propos de l'**état des lieux après-LIFEs**, l'hypothèse selon laquelle les ELB présents dans le paysage restent inchangés entre 2013-2014 et 2019 a été posée. Il a effectivement été considéré que les plantations réalisées en dehors des projets LIFEs ainsi que le développement de haies compenseraient les arrachages. Cette hypothèse pourrait être évitée par l'analyse de l'évolution des ELB présents dans le paysage via l'exploitation de données LiDAR acquises en 2019.

En résumé, il serait intéressant à l'avenir :

- D'adapter la classification des données LiDAR aux éléments effectivement fréquentés par les espèces,
- D'utiliser des valeurs seuils validées dans le contexte particulier des zones d'étude, ou de la Wallonie le cas échéant,
- D'adapter la taille des tuiles à l'étendue ainsi qu'à la disposition spatiale de la zone d'étude dans le cadre d'une évaluation globale de la qualité d'habitat,
- D'intégrer le caractère lucifuge des chauves-souris dans les analyses,
- D'implémenter les variations d'ELB présents dans le paysage au cours du projet étudié.

Pour aller plus loin dans l'interprétation des indices concernant la Pie-grièche écorcheur, il serait intéressant d'implémenter les inventaires des cantons effectués par les LIFEs et d'analyser la correspondance avec les résultats des indices calculés.

Plantons des haies ... mais pas n'importe où ... et après ?

Ce chapitre se focalise sur les haies en raison de leur prédominance dans les actions mises en place par les projets LIFEs considérés et de l'intérêt politique et populaire que ces dernières ont éveillé ces derniers temps.

Tout d'abord les résultats de ce travail ont permis de souligner l'importance de la **localisation spatiale** des haies, mais également des autres ELB. Il a en effet permis de mettre en avant des zones critiques où la plantation de haies serait bénéfique aux espèces-cibles, mais également des haies situées de façon stratégique pour ces mêmes espèces et donc prioritaires à protéger. Toutefois, en se détachant des espèces-cibles et en adoptant une vision holistique de la biodiversité, il apparaît que l'augmentation de la densité des haies, selon les contextes, n'est pas favorable à l'ensemble des êtres vivants. Certaines espèces d'oiseaux et de chauve-souris, telles que les alouettes des champs et les vanneaux huppés, sont

influencées négativement par la présence de haies (Maskell & al., 2019). En outre, plusieurs espèces de plantes subissent un isolement des populations causé par les haies. Certaines espèces de pollinisateurs rencontrent le même problème, leur déplacement étant inhibé entre les différents habitats. D'autre part, les flux de pollen sont potentiellement impactés par la présence de haies et réduit lors de leur traversée. D'autre part, les haies peuvent être néfastes aux populations de pollinisateurs par l'effet d'accumulation de pesticides et la contamination du nectar ainsi que du pollen. Les insecticides systémiques avec des longues activités résiduelles tels que les néonicotinoïdes sont particulièrement impliqués dans ce phénomène (Bentrup & al., 2019). Certaines espèces de chauves-souris subissent également un impact négatif du développement du réseau de haies, car il est préférable pour elles de concentrer leur activité de chasse sur une plus faible superficie plutôt que de se déplacer à travers le paysage. Cette dernière option demande effectivement un coût énergétique plus important (Froidevaux & al, 2019). Ces considérations sont à mettre en perspective des nombreux rôles des ELB pour le soutien à la biodiversité identifiés précédemment. Il apparaît donc primordial de ne pas négliger l'établissement d'une stratégie globale de restauration et de conservation lors de la réalisation de projets concernant le maillage bocager réalisés à large échelle.

À ce propos, c'est avec grand plaisir que nous avons senti l'intérêt porté par le politique sur l'importance des haies dans les paysages wallons à la fin de l'année passée. En effet, le 9 septembre dernier, la plantation de **4000 kilomètres de haies et/ou d'un million d'arbres** a été annoncée au sein de l'accord de gouvernement wallon. Très rapidement, la réjouissance s'est transformée en un questionnement sur la mise en place d'un objectif si ambitieux. Pour ce faire, au-delà des 3,3 millions d'euros consacrés à la biodiversité en 2020, Céline Tellier, ministre wallonne de l'Environnement, de la Nature, de la Forêt, de la Ruralité et du Bien-être animal a prévu de constituer une « Task force haies » qui reprendra notamment le Collège des producteurs, Natagriwal (asbl chargée d'informer et conseiller agriculteurs, forestiers et propriétaires privés et publics sur le programme Natura 2000), la Fédération des parcs naturels, et à terme citoyens et pouvoirs locaux également. Cette « Task force haies » aura pour but d'identifier les freins et les opportunités permettant d'amplifier le projet et de veiller à ce qu'il soit durable, notamment en termes de gestion. Ce dernier point fait le lien avec la notion d'« **After-LIFE** » qui concerne également la pérennisation des actions mise en place par les projets. En effet, les projets menés à grande échelle tels que les LIFE sont généralement composés de quatre étapes principales : préparation-action-évaluation-pérennisation. Cette dernière étape arrive naturellement en fin de projet puisqu'elle nécessite la mise en place de l'ensemble des actions. À ce titre, elle ne bénéficie pas toujours de l'attention et du temps nécessaires. Dans le cadre de la gestion des ELB, et des haies en particulier, la mise en place d'une **gestion centralisée** apparaît comme une piste intéressante. Ce système, réalisable à différentes échelles, permettrait aux plus petites entités tels que les particuliers et les agriculteurs/éleveurs de petite exploitation de s'engager dans ce type de projets en levant le frein de la gestion sur le long terme.

Conclusion

L'analyse des impacts d'une partie des actions de restauration du maillage écologique bocager mises en place par les projets LIFE « Prairies Bocagères » et « Pays Mosan » a notamment permis de mettre en avant plusieurs plantations situées de façon stratégique pour les espèces-cibles. L'approche par la technologie LiDAR s'est ainsi montrée pertinente pour l'étude des réseaux d'éléments ligneux bocagers. En outre, plusieurs zones d'action de la Pie-grièche écorcheur et quelques colonies de chauves-souris ont été identifiées en situation défavorable, tandis que certains ELB individuels ont été jugés comme spatialement stratégiques pour les différentes espèces-cibles. L'ensemble de ces éléments apparaissent donc prioritaires dans le cadre de projets futurs, les zones et colonies nécessitant d'être restaurés et les ELB d'être protégés.

La discussion a permis de mettre en perspective les résultats obtenus dans une vision plus large de gestion de la biodiversité. La méthode adoptée dans ce travail révèle plusieurs lacunes pour lesquelles des pistes de solutions ont toutefois été proposées dans le cadre de projets futurs ou actuels. En effet, un engouement politique est observé en Wallonie à l'heure d'aujourd'hui pour la restauration des réseaux bocagers à travers une vaste action de plantations dans le cadre de l'accord de gouvernement wallon de 2019. Le contexte sanitaire de ce début d'année n'a malheureusement pas contribué à la concrétisation de la « Task force haies » et des actions qui en découlent. Il ne reste plus qu'à espérer que cet objectif ambitieux refasse surface au plus vite pour tenter de remplir ce bel objectif d'ici 2024. Toutefois, au vu de la discussion sur l'impact potentiellement négatif des réseaux de haies sur la biodiversité, il est plus que souhaitable qu'une réelle stratégie de restauration et de conservation soit mise en place afin de coordonner le projet sur l'ensemble des échelles.

Construisons ensemble une Wallonie plus verte, plus accueillante et plus durable !

Enjeux de biodiversité

Les paysages agricoles de nos régions n'ont pas échappé à la modification et l'intensification des pratiques agricoles, liées à un contexte économique en évolution, qui se sont déroulées un peu partout en Europe dès le début du 20^e siècle. Cette transition vers une vision plus productiviste s'est accompagnée d'une dégradation du maillage écologique via la raréfaction des structures bocagères tels que les haies, mares et vergers qui hébergent tout un cortège de plantes et d'animaux bien spécifiques. En outre, l'abandon d'anciennes pratiques agropastorales et l'augmentation des niveaux de productivité des sols a conduit à la disparition progressive des pelouses de grande richesse biologique. C'est donc bien dans le contexte d'un long passé de transition agricole et de remembrement que s'inscrit ce projet (Schmitz, S. & Christians, C., 1998).

Les modifications paysagères de nos campagnes correspondent à une dégradation qualitative et quantitative du terrain de chasse de nombreuses espèces de **chauve-souris** dont le déplacement est souvent contraint par la présence d'alignements arborés ou de haies continues. L'impact de cet élément sur les populations de chauve-souris est accentué par la réduction du nombre de proies, en particulier les insectes. Effectivement, l'utilisation de pesticides réduit d'une part drastiquement le nombre d'insectes présents en zone agricole et d'autres part, contamine les survivants, ce qui peut causer la mort de chauve-souris par l'atteinte de doses létales via le phénomène de bioaccumulation (Moutou F. & Joseph-Enriquez B., 1991). De plus, nous observons actuellement une diminution de la disponibilité des gîtes estivaux et hivernaux. Pour les premiers, les menaces principales sont la fermeture systématique des accès aux combles et clochers d'églises et d'autres grands bâtiments (publics et privés), l'illumination des bâtiments ainsi que la réalisation de travaux dans les greniers pendant la période estivale ; pour les seconds, ce sont la fermeture ou comblement des entrées, les visites répétées et/ou bruyantes provoquant un dérangement des chauves-souris consommant alors les calories nécessaires à leur survie.

De plus, outre les menaces liées au système agricole actuel, les **pelouses de grande richesse biologique** font face à de nombreuses autres :

- Disponibilité insuffisante en propagules liée à la faible capacité de dispersion des espèces cibles ainsi que la faible durée de vie des graines dans la banque du sol, accentuée par la fragmentation importante de ce type d'habitat.
- Vulnérabilité de la faune des prairies maigres en lien avec cette fragmentation.
- Urbanisation et certains loisirs (moto, quad, ...) qui entraînent des perturbations, dégradations ou destruction dans le pire des cas.
- Invasion par des espèces exotiques envahissantes tels que le cerisier tardif, le robinier ou la renouée du Japon.
- Colonisation ligneuse lié au cycle de succession végétale.
- Modification de l'aire de répartition des espèces liée aux changements climatiques. Effectivement, de nombreuses espèces sont en limite d'aire de répartition et sont donc plus vulnérables.

Ci-dessous les espèces et habitats ciblés par le projet LIFE « Pays Mosan » en réponse au contexte ainsi qu'aux menaces présentées :

Habitats (* = prioritaires au sens de la directive européenne 92/43/CEE)

- Les pelouses calcicoles*
- Les pelouses rupicoles*
- Les pelouses acidophiles
- Les prairies maigres de fauches
- Les pelouses calaminaires

- Les chênaies-charmaies

Espèces

- Le petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*)
- Le grand Rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*)
- Le grand murin (*Myotis myotis*)
- Le murin à oreilles échanquées (*Myotis emarginatus*)

Il est important de souligner que les habitats* « 6210 - Pelouses calcicoles et calcéro-silicieuse » et « 6110 - Pelouses pionnières des substrats rocheux » sont des habitats Natura 2000 prioritaires. En outre, les quatre espèces de chauve-souris sont inscrites sur les listes Natura 2000.

Mise en place et réalisation des actions

Les actions principales du projet concernent les pelouses et prairies de grand intérêt biologique. Elles ont consisté en la restauration de près de 350 hectares d'habitats (dont 156 en Wallonie) ainsi qu'en l'achat de 130 hectares de terrain en Natura 2000 (dont 60 en Wallonie) à classer comme réserve naturelle. Toutefois, la suite de ce chapitre se focalisera sur les actions d'amélioration de l'état de conservation des quatre espèces de chauve-souris.

Dans un premier temps, une phase de préparation a consisté en l'amélioration des connaissances relatives aux chauve-souris. Bien que les gîtes d'hibernation des espèces concernées par le projet soient bien connus, les habitudes estivales restent plus mystérieuses. Des **inventaires** ont donc été réalisés en été, notamment via des appareils de détection des ultrasons, afin d'identifier les problèmes existants en termes de gîtes et d'habitats de chasse. Les résultats de ces derniers ont permis de juger prioritaire une zone située dans le Condroz.

Un **maillage** a ensuite été réalisé dans au sein de cette zone prioritaire, aux alentours des populations des quatre espèces de chauve-souris inventoriées, sur base d'orthophotos. Cela a permis de déterminer les lieux où il faudrait replanter des haies afin de reconstruire le maillage historique ou bien de faire le lien entre des éléments bocagers (bosquets, haies, ...) encore présents. Il est important de souligner que cette étape s'est réalisée uniquement en zone agricole et ne concerne donc pas les propriétés privées (jardins) et publiques. Une fois que les zones pertinentes ont été déterminées, pas moins de 350 lettres ont été délivrées aux agriculteurs concernés pour les mettre au courant du projet et de leur position stratégique au sein de celui-ci afin de **solliciter leur participation**. Si aucune réponse n'était reçue dans les deux semaines, un appel téléphonique était effectué auprès d'eux afin d'en discuter de vive voix.

Malheureusement, seulement 5% des agriculteurs ont répondu favorablement à ces multiples contacts. Tout n'était pas encore joué car, suite à cette réponse favorable, des rencontres ont été organisées avec les intéressés pour discuter du projet de plantation afin que l'agriculteur confirme ou non sa participation au projet. Les actions ont donc plutôt été mises en place selon des **opportunités**, et non conformément au maillage établi lors de la phase de préparation. De nombreuses causes ont mené au refus massif de participation au projet de la part des agriculteurs avec la difficulté de pérenniser la gestion comme principale (manque de temps et de matériel). Il s'avère que les intérêts motivant la participation étaient également multiples car les haies fournissent de nombreux atouts, notamment cynégétiques. Une seconde phase a suivi ce début difficile lorsque le **bouche-à-oreille** s'est mis en place. Une fois que les premières actions ont été réalisées, que ces dernières se sont avérées être réalisées sérieusement et que la gratuité totale de la plantation s'est répandue, une nouvelle vague de participation au projet s'est fait ressentir. Au final, le fait de travailler selon des opportunités se révèle intéressant car certaines espèces ont un grand rayon d'action, d'autres espèces de chauve-souris vont également être touchées dont les colonies qui ne sont pas inventoriées.

Dans un second temps, les actions pour le renforcement des populations de chauves-souris ont été mises en place sur le terrain. D'abord un **renforcement du maillage écologique bocager** a été mené en vue d'augmenter les habitats de chasse ainsi que la disponibilité en insectes-proies. Ceci se fait par : la plantation, la régénération naturelle, ou la regarniture de 40km de haies et de bandes arbustives (actuellement 53 déjà plantés), la création de vergers par plantation de 500 arbres fruitiers haute tige ; le choix portera sur des variétés indigènes, adaptées au terrain, et dans la mesure du possible, de provenance locale ainsi que l'augmentation de la biomasse générale d'invertébrés au sein des territoires de chasse, via la création ou le curage de 50 mares.

Au vu de la position secondaire de ces actions au sein du projet et de la variabilité des contextes de mise en place des actions, une méthodologie stricte n'a pas été fixée pour leur mise en place sur le terrain. Dans le cas des haies, une personne de l'équipe qui possédait une riche et longue expérience en la matière assurait la mise en place techniques de l'installation de ces dernières. Un fichier Excel a tout de même été créé afin d'y implémenter l'ensemble des caractéristiques techniques (essences, variétés, nombre de rangs, ...) des haies mises en place.

Ensuite, une **amélioration/création de gîtes de reproduction** a été menée là où des colonies sont déjà présentes ou dans des endroits qui pourraient accueillir des espèces ayant été observées dans un certain rayon. Toutefois, à l'instar du renforcement du maillage, les actions sur le terrain sont effectuées selon des opportunités. Actuellement, 15 aménagements ont été réalisés sur les 25 prévus dans le cadre du projet. Beaucoup de types d'aménagements différents ont été mis en place sur le terrain en fonction du contexte, dont voici quelques exemples :

- Création d'un plancher afin de séparer un grenier dans une chapelle désacralisée.
- Aménagement des combles d'une église suite à la détection du murin à oreilles échancrées à proximité.
- Installation de Hot box qui permettent de créer un gîte où la température sera stable et où les chauves-souris auront la paix.
- Installations de nichoirs dans des fermes toujours en activité.
- Aménagement de grandes pièces au sein du fort de Huy dans les quelles les fenêtres ont été occultées, des nichoirs ont été installés et les portes d'accès condamnées.

Ces différents exemples, reflétant bien le caractère opportuniste de cette action, représentent des faibles coûts de mise en œuvre et dépendent surtout de la volonté des propriétaires des bâtiments. Toutefois, une action de plus grande ampleur a été réalisée dans une grotte où une colonie de grands rhinolophes a été découverte. En effet, cette grotte était fréquemment visitée par des spéléologues qui dérangent les individus lors de leurs activités. Une barrière griagée en métal a donc été installée pour condamner l'entrée et a représenté un budget d'environ 3 000 euros.

Il s'avère que ces deux actions ont également eu un rôle de sensibilisation, volet important mis en avant par le projet. Dans le premier cas, une sensibilisation des **agriculteurs** a été réalisée via la prise de connaissance de l'existence du Projet LIFE et des possibilités de collaboration. Des conseils ciblés ont été donnés pour la mise en œuvre des objectifs de Natura 2000, des MAE et des opportunités offertes par le Projet LIFE. Dans le second cas, c'est le **grand public** qui a été touché par l'organisation de chantiers participatifs de plantations de haies notamment via un agenda d'activités en ligne. De plus, une page Facebook, des réunions d'information, une newsletter et un site internet ont été mis en place pour que tout un chacun puisse s'informer à propos du LIFE et de son avancement.

Réseau d'acteurs

Afin de mener à bien le projet, sept acteurs belges et néerlandais (3 associations, 1 université et 3 administrations) fonctionnent en collaboration (figure 43). Natagora, une des trois associations, est chargée de la coordination du projet dans sa globalité et est responsable de la moitié des actions.

Natagora Bénéficiaire coordinateur		Thierry Ory	Coordinateur de projet
		Marie Stephany Hélène Ghyselinc Rudi Vanherck Sébastien Pirotte Serge Tiquet	Assistants de projet
		Frédéric Degrave	Chargé de mission
		Michel Herman François-Xavier Noël David Jourquin	Agents de terrain
		Joëlle Huysecom	Directrice département conservation et politique générale
Natuurpunt		Joost Dewyspelaere	Responsable de projet
		Gabriël Erens	Assistant projet
Natuurmonumenten		Titia Zonneveld	Responsable de projet
		André Hassink	Chargé de mission
		Linda Wortel	Ecologiste
		Frenk Janssen	Agent de terrain/ Assistant de projet
		Jan Halla Jules Louvenberg	Agents de terrain
		Anke Brouns	Chargée communication
Agentschap voor Natuur en Bos		Dries Gorissen	Head management nature et forêts du Limbourg flamand
		Elfriede Schotsmans Arjen Breevaart	Chargés de mission
		Jan Wuytack	Agent forestier
nv De Vlaamse Waterweg		Miek Hasevoets Valérie Vandeurzen	Coordinateurs environnement
Universiteit Gent		An De Schrijver Pieter Vangansbeke	Chercheurs scientifiques
SPW-DNF		Sandrine Lamotte	En charge du suivi technique
		Catherine Hallet	En charge du suivi administratif

Figure n°43 : Liste des différents acteurs et de leur fonction au sein du projet LIFE « Pays Mosan ».

Il est important de rajouter à la liste d'acteurs présentée à la figure 2 les agriculteurs, éleveurs et dans une moindre mesure les forestiers largement impliqués, aussi bien dans la mise en place des actions que dans la pérennisation de ces dernières via la gestion sur le long terme des habitats restaurés. Le grand public a également sa place par sa contribution, notamment lors des chantiers participatifs de gestion.

En termes pratiques, les **propriétaires** sont une des trois associations dans le cas des achats de terrain, la région wallonne dans le cas des réserves domaniales et les agriculteurs/éleveurs dans la majorité des cas de renforcement de maillage bocager. La **gestion** quant à elle, a été assurée par une collaboration entre les acteurs et les agriculteurs/éleveurs pour la durée du LIFE. Cependant, une fois le LIFE terminé, ce seront les propriétaires respectifs qui devront assurés la gestion sur le long terme. Ensuite, la figure 2 à laquelle est ajoutée la commission européenne représente l'ensemble des **financeurs** du projet.

De ce réseau complexe d'acteurs, il est indéniable que ce projet permet le développement d'échanges d'expertise entre partenaires scientifiques, ONG, et le secteur public en Belgique et aux Pays-Bas.

Types de financement

La commission européenne participe à raison de 75% du budget en raison des objectifs portés sur au moins deux habitats prioritaires*. Les 25% restants sont répartis entre les 7 partenaires. Il est intéressant de souligner la différence d'implication des institutions publiques dans le financement du projet. Effectivement, l'association Vereniging Natuurmonumenten, organisation privée de protection de la nature reconnue par les pouvoirs publics néerlandais, a bénéficié d'un co-financement de la province du Limbourg néerlandais à hauteur d'un million d'euros. Par comparaison, la région wallonne a subventionné Natagora pour le projet LIFE, à hauteur de 192 000 euros, en contrepartie de la gestion et l'entretien de 11 réserves naturelles domaniales pour la durée du projet.

Ensuite, au niveau de la répartition de ce budget, Natagora en tant que porteur du projet est responsable de la moitié de celui-ci. C'est en effet Natagora qui met en place le plus d'actions dans le projet. L'autre moitié est répartie parmi les autres partenaires en fonction de la quantité d'actions qu'ils mettent en place.

Environ 90 à 95 % du budget global est consacré aux actions de restauration des pelouses et prairies. Au sein de cette part du budget, à peu près 1/3 correspond à l'achat de terrains pour la création de réserves naturelles et le reste correspond aux actions de restauration en tant que telles, par sous-traitance ou non, telles que le déboisement, la coupe de rejets, l'achat de matériel (tronçonneuses, débroussailleuses...) et l'entretien de celui-ci. En outre, 5 à 10 autres pourcents sont consacrés aux actions de renforcement des populations de chauve-souris via les actions de renforcement de maillage écologique et d'amélioration/création de gîtes. Ensuite d'autres actions sont minimales et représentent moins de 1% du budget total telles que les actions de restauration de chênaies-charmaies et le financement d'un projet de recherche à l'université de Gand.

L'ensemble des informations présentées proviennent du site internet du projet LIFE, affinées et complétées par un échange avec Monsieur Ory, coordinateur du projet chez Natagora.

Annexe n°2 : Présentation approfondie du projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Le projet LIFE Nature « Prairies Bocagères » a débuté en 2012 et en train de se clôturer. S'inscrivant dans la continuité du LIFE « Rôle des genêts », il s'est tout particulièrement attaché aux prairies maigres de Fagne et de Famenne. Afin d'engager une vision plus globale, plusieurs micro-habitats associés aux prairies maigres (haies, mares, talus, vergers, ...) ont été sélectionnés de manière à porter une attention particulière à d'autres espèces sensibles telle que la Pie-grièche écorcheur.

Mise en contexte biogéographique

Le projet s'est focalisé sur **10 sites Natura 2000**, situés entre Chimay et Rochefort en Fagne et en Famenne pour une surface totale d'environ 10 000 hectares (figure n°4). Cela inclut **15 réserves naturelles** au total : 7 réserves de la régionale entre Sambre et Meuse et 8 réserves de la régionale Famenne (figure n°44). À cela s'ajoute l'ensemble des zones agricoles ayant bénéficié d'actions de renforcement du maillage bocager.

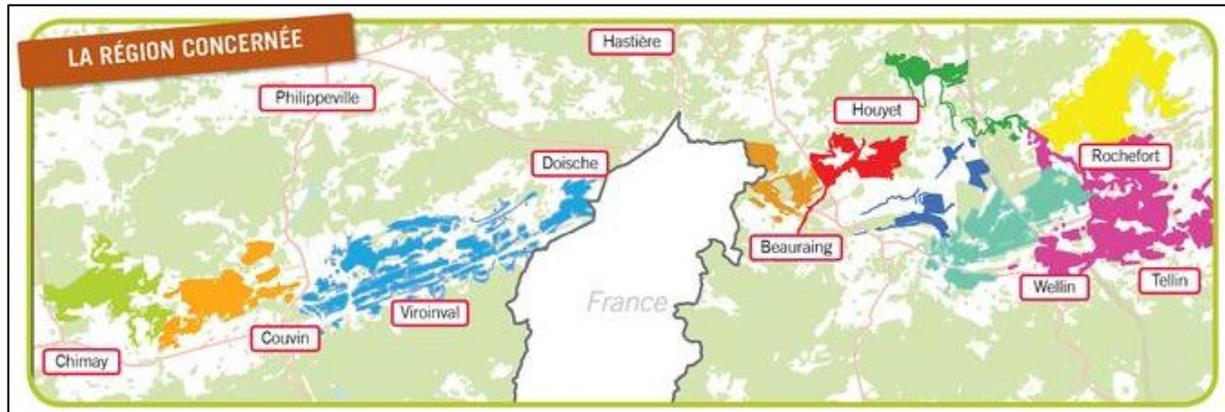


Figure n°4 : Carte du territoire et des sites Natura 2000 concernés par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

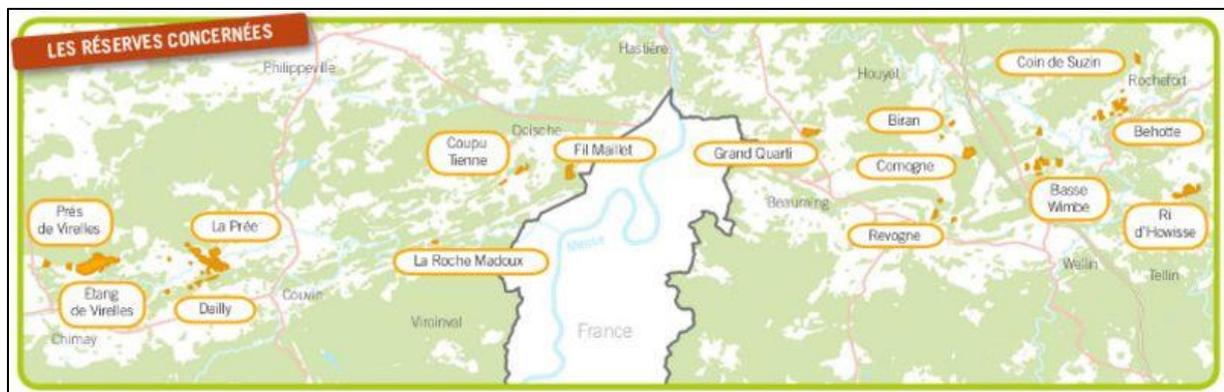


Figure n°44 : Carte des réserves naturelles concernées par le projet LIFE « Prairies Bocagères ».

Enjeux de biodiversité

Le LIFE « Prairies Bocagères » vise 3 types d'habitats :

- Prairies maigres de fauche,
- Prairies humides oligotrophes à molinie,
- Mégaphorbiaies,

Et 6 espèces animales :

- Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*)
- Triton crête (*Triturus cristatus*)
- Agrion de mercure (*Coenagrion mercuriale*)
- Le petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*)
- Le grand Rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*)
- Le murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*)

Mise en place et réalisation des actions

L'action la plus importante du projet a été de restaurer 210 hectares de prairies à haute valeur biologique. En outre, afin de créer des micro-habitats favorables aux six espèces ciblées par le projet, 13 kilomètres de haies et plus de 300 arbres fruitiers haute-tige d'anciennes variétés ont été plantés, 75 mares ont été creusées et 1 kilomètre de fossés a été aménagé en faveur de l'agrion de Mercure. Tout particulièrement destinés à la Pie-grièche écorcheur, 6000 buissons d'épineux ont été plantés. Cette dernière profitera également des haies mises en place. Les actions en faveur de la Pie-grièche ont été réalisées selon deux étapes principales :

1) Phase de préparation : amélioration de la connaissance des habitats utilisés par la Pie-grièche écorcheur via des **inventaires**. Cela a permis d'identifier 201 cantons répartis dans 9 des 10 sites Natura 2000 ciblés avec une concentration plus importante sur 3 d'entre eux. Il est également intéressant de noter que 2/3 des cantons étaient situés à moins de 75 mètres d'une prairie à haute valeur biologique alors que cet habitat est rare au sein de la zone d'étude (environ 18,5 % des prairies inventoriées). Ces inventaires ont permis de définir un plan d'action pour les 8 années du projet.

2) Phase d'action : les actions sur le terrain ont consisté en trois volets principaux : **plantation d'un réseau de haies/buissons** dans les prairies de fauche (idéalement à proximité des territoires occupés par l'espèce, vu leur tendance à l'agrégation), **plantation de haies discontinues** qui contiennent régulièrement des églantiers très appréciés des adultes pour la construction du nid, et **restauration de prairies de fauche** à proximité des cantons de Pie-grièche écorcheur n'ayant pas de prairies de haute valeur biologique dans leur territoire.

À l'instar du projet LIFE « Pays Mosan », une **sensibilisation** importante, à plusieurs niveaux (agriculteurs, grand public, ...), a accompagné les différentes étapes du projet. Toutefois, il est intéressant de souligner la réalisation d'un film sur le projet LIFE en collaboration avec Virelles-Nature. Ce film a été diffusé lors de « La nuit européenne des chauves-souris » de 2015, dans 50 sites à travers tout l'espace Wallonie-Bruxelles. Il est passé en boucle à l'Aquascope durant l'ensemble du projet, ce qui a correspondu à une audience d'environ 100 000 visiteurs. Il est également distribué gratuitement aux classes vertes en animation à Virelles et est en libre-accès sur Youtube sous la référence suivante : « Prairies bocagères de Wallonie - Nuit des Chauves-souris 2015 ». Un module didactique de découverte des prairies a également été mis en place dans les locaux de l'Aquascope de Virelles.

Réseau d'acteurs

Le projet est issu de la collaboration de deux **opérateurs partenaires**, Natagora et Virelles-Nature. L'opérateur principal est Natagora avec 3 équivalents temps-plein pour la durée de l'ensemble du projet. Ils sont soutenus par des groupements bénévoles de l'association et plus particulièrement des régionales et commissions de gestion locale : Famenne et Entre Sambre-et-Meuse. Les agriculteurs et éleveurs concernés par le projet ont également leur place parmi les acteurs du projet, ainsi que le grand public de façon similaire au projet « Pays Mosan ».

Types de financement

La Commission européenne contribue à hauteur de 50% de toutes les dépenses effectuées dans le cadre du projet. Les 50% restants proviennent de généreux sponsors, dont : l'Arboretum Wespelaar, IKEA et La fondation Laperre. Une campagne d'appels aux dons est également réalisée auprès des membres et sympathisants de Natagora

L'ensemble des informations présentées proviennent du site internet du projet LIFE ainsi que d'un article « La Pie-grièche écorcheur au perchoir ! » paru dans le numéro 79 du magazine Natagora.

Annexe n°3 : Présentation du Murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*).

Aussi connu sous le nom de « Vespertilion à oreilles échancrées », cette chauve-souris de taille moyenne possède un aspect laineux caractéristique. Elle est célèbre pour ses chasses de mouches à l'intérieur des étables. Cette espèce est mentionnée dans les Annexes 2a et 9 du décret du 6 décembre 2001, rendant cette dernière intégralement protégée au niveau des législations régionales, tandis qu'au niveau européen, elle est mentionnée dans les Annexes 2 et 4 de la Directive CEE/92/43.

Globalement, le Murin à oreilles échancrées est peu présent en Europe. Certaines sources énoncent une chute des effectifs des populations depuis les années 1950 ; tandis que les résultats obtenus par l'équipe de Kervyn sont optimistes. Les effectifs inventoriés ont en effet plus que quadruplé entre 1932-1952 et 1995-2008 (Kervyn & al, 2009). L'espèce possède tout de même le statut IUCN « En danger » sur la liste rouge régionale.

Actuellement, le Murin à oreilles échancrées est la chauve-souris la mieux représentée en Wallonie avec 3000 à 6000 individus. Ceux-ci sont répartis dans dix colonies situées principalement au sud du Sillon Sambre-et-Meuse (figure n°45).

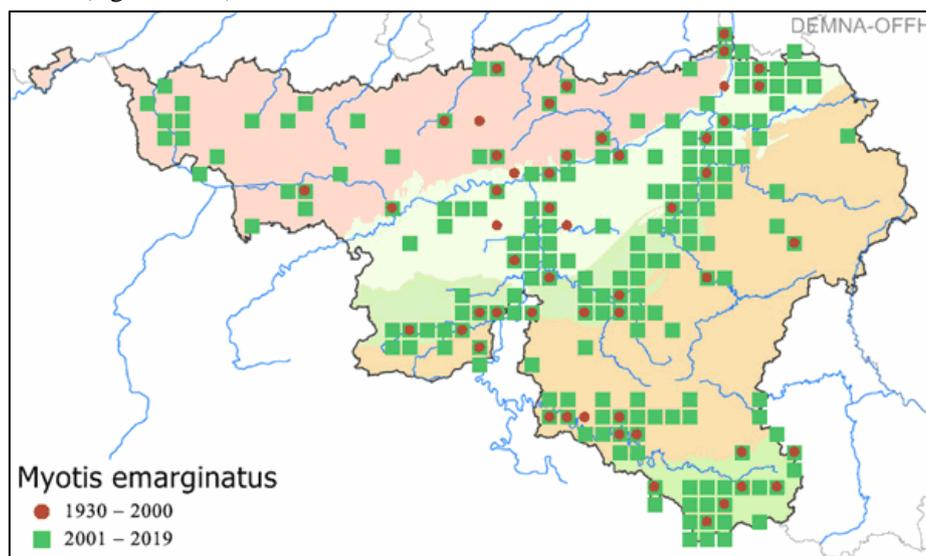


Figure n°45 : Distribution des effectifs de Murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019.

Le Murin à oreilles échancrées est strictement cavernicole et passe ses hivers dans des milieux souterrains dans lesquels la température ambiante est stable et se situe entre 7 et 11 °C. De plus,

l'humidité ambiante est un facteur important et doit être proche de la saturation. On le trouve généralement accroché à la paroi, isolé ou en petits groupes, dans des fentes ou sur la voûte. Les gîtes d'hiver sont rarement situés à plus de 20 km des gîtes d'été. Ces derniers peuvent se révéler très originaux et différents pour les mâles et les femelles. Les mâles sont en effet solitaires et peuvent être aussi bien observés sous une écorce que sur le crépi d'une maison, alors que les femelles se regroupent en nurseries et convoitent les combles avec un faitage élevé ainsi qu'une large ouverture vers l'extérieur de préférence. Ces habitudes témoignent de sa tolérance très importante à la lumière. C'est également une espèce qui apprécie la cohabitation et que l'on observe souvent en cohabitation avec le Grand rhinolophe ou le Grand murin, été comme hiver.

Il affectionne pour la chasse les vallées alluviales, les forêts de feuillus entrecoupées de milieux humides, les grands arbres isolés, les vergers, les prairies bocagères, ainsi que certaines zones plus anthropisées telles que les parcs et jardins. Une étude menée en Bavière a montré l'importance des continuités des forêts riveraines et particulièrement de leur rôle de connectivité pour le Murin à oreilles échancrées. En outre, il arrive que ce dernier traverse des milieux ouverts en utilisant les arbres et buissons isolés comme point de croisement (Zahn & al, 2010). Ces derniers seront donc pris en compte pour la suite du travail et des analyses. Il fréquente également les vergers et a tendance à rester dans les parties supérieures ou au niveau de la couronne des haies et bandes boisées (Krull & al, 1990). Les caractéristiques structurelles des ELB font référence ici surtout à leur rôle de zone de chasse ainsi qu'à leur rôle de connectivité de façon moins importante.

Caractéristiques spécifiques des ELB - Connectivité et zones de chasse :

1. Arbre isolé : pas de conditions spécifiques
2. Bande arborée : pas de conditions spécifiques
3. Verger : pas de conditions spécifiques
4. Haie : pas de conditions spécifiques
5. Bosquet : pas de conditions spécifiques
6. Buisson : pas de conditions spécifiques

NB : rayon de 6 km autour des gîtes estivaux identifiés

Annexe n°4 : Présentation du Grand murin (*Myotis myotis*).

Figurant parmi les plus grandes espèces d'Europe, le Grand murin peut atteindre 80 mm et possède des ailes larges caractéristiques. Il est facilement repérable grâce au contraste présent entre son dos gris-brun clair et son ventre blanc. Contrairement aux Petit et Grand rhinolophes, le Grand murin chasse aussi bien des insectes aériens que terrestres, ces derniers étant capturés par une technique appelée « glanage au sol ». Il a en effet l'ouïe assez fine que pour repérer les bruissements des carabes sur les feuilles sèches. À nouveau, les statuts de protection régionaux et européens sont similaires au Petit rhinolophe.

L'espèce occupait l'ensemble de la Wallonie dans les années 1950. Toutefois, un lourd déclin est observé depuis une trentaine d'années. Les résultats de l'équipe de Kervyn sur les inventaires de 1939-

1952 et 1995-2008 montrent en effet une régression dramatique de 97% des effectifs. Il est intéressant de mentionner à ce stade que les trois espèces de chauves-souris déjà présentées dans ce travail (Petit et Grand rhinolophe ainsi que Grand murin) figuraient parmi les trois espèces dont l'effectif wallon était le plus important lors de l'inventaire de 1939-1952 (Kervyn & al, 2009). L'origine du déclin du Grand murin est du même ordre que pour les deux premières espèces. Il possède le statut IUCN « En danger » sur la liste rouge régionale.

Actuellement, il est principalement observé à proximité de la frontière française. Trois colonies de reproduction sont inventoriées à ce jour, dans les vallées de la Semois, de la Marche et de la Gueule. Il ne reste que quelques centaines d'individus mais la tendance semble être favorable au vu de l'évolution positive de la distribution des effectifs (figure n°46). Cette évolution est notamment rendue possible par la grande capacité de dispersion de l'espèce.

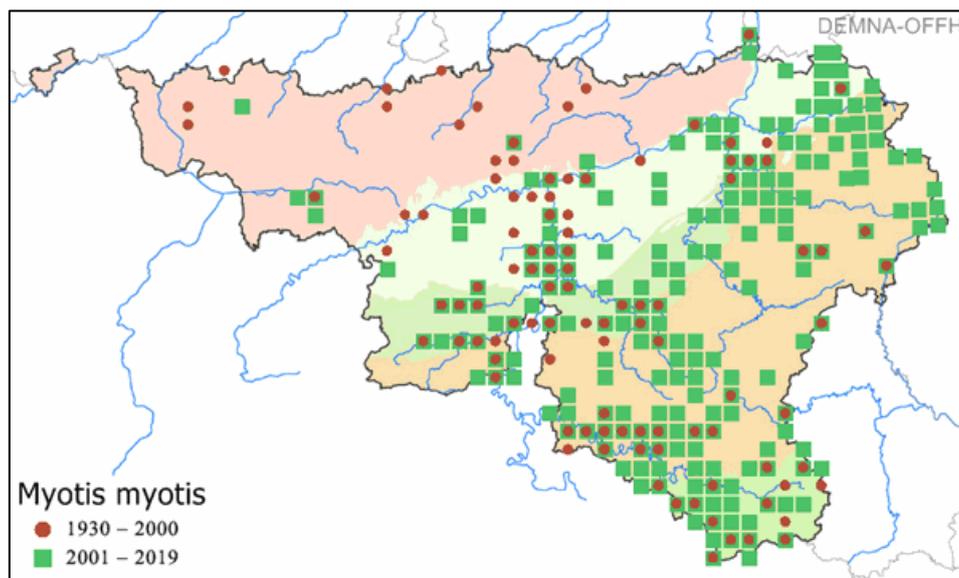


Figure n°46 : Distribution des effectifs de Grand murin (*Myotis myotis*) inventoriés lors des inventaires 1930-2000 et 2001-2019.

Le Grand murin passe ses hivers dans des milieux souterrains dans lesquels la température ambiante est stable et se situe entre 7 et 11 °C et dont l'accès peut se faire en vol ou par reptation. Les gîtes d'été quant à eux sont vastes, variant de 70 à 1000 m³. Ceux-ci doivent, effectivement, permettre d'accueillir plusieurs centaines d'individus d'une part, et fournir la possibilité à ces derniers de changer de perchoirs en fonction de l'évolution des conditions microclimatiques d'autre part. L'espèce montre une fidélité très élevée aux gîtes, d'été comme d'hiver. Son terrain de chasse de prédilection se constitue de couvertures herbacées rases (parcs, prairies pâturées par le bétail ou régulièrement fauchées) et de forêts (hautes hêtraies, chênaies, pinèdes ou mixtes) où la végétation au sol est peu dense et accessible. Une étude menée en Bavière sur la sélection d'habitat et sur le schéma d'activités du Grand murin a montré que ce dernier montre une forte préférence pour la chasse en forêt décidue (98% du temps de chasse) plutôt qu'en forêt résineuse ou en milieu ouvert. Cela s'explique par une disponibilité constante d'une grande densité de proies, avec un attrait particulier pour les coléoptères, ainsi que par une meilleure accessibilité du sol et donc à des proies, ce qui est dû à l'absence de végétation au sol. Le Grand murin chasse aussi régulièrement en milieux ouverts mais de façon périodique. Effectivement ces milieux sont intéressants uniquement quand la hauteur de végétation est très faible et que la disponibilité en insectes est très élevée (Rudolph & al, 2009). Il n'est pas rare que les terrains de chasse de l'espèce soient éloignés jusqu'à 25 km des gîtes.

L'ensemble des considérations ci-dessus, issues de l'exploration bibliographique, ne montrent pas un intérêt particulier pour les ELB de la part du Grand murin avec une préférence pour les milieux forestiers.

Annexe n°5 : Code *RStudio* permettant d'identifier les éléments hors forêt (Exercice pédagogique largement inspiré du cours « Télédétection à très haute résolution appliquée à la gestion des milieux naturels » - ENVT3060-A-a).

```
#####  
# Cartographie des elements ligneux "hors forets" dans deux projets LIFE - Exercice pédagogique  
#####
```

a. Preparation de l'environnement de travail

```
# installation des packages  
install.packages("sf")  
install.packages("sp")  
install.packages("raster")  
install.packages("lidR")  
install.packages("future")  
install.packages("gdalUtils")  
install.packages("dplyr")  
install.packages("FNN")  
install.packages("parallel")  
  
# chargement des librairies  
library(sf)  
library(sp)  
library(raster)  
library(lidR)  
library(future)  
library(gdalUtils)  
library(dplyr)  
library(FNN)  
library(parallel)  
  
# clear memory  
rm(list=ls())  
  
# chemin vers les executables OTB  
path_otb = "C:/sers/ux360/Downloads/OTB-7.0.0-Win64"  
  
# chemins vers les repertoires  
path0="C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/LAZ_PB"  
path_input = paste0(path0,"/input")  
path_output = paste0(path0,"/output")  
path_tampon = paste0(path0, "/tampon")  
path_laz= paste0(path_input,"/laz")  
path_laz_norm = paste0(path_output,"/laz_norm")  
path_las_norm = paste0(path_output,"/las_norm")  
setwd(path0)
```

```

# CRS Lambert72 CRS
crs31370<-CRS("+init=epsg:31370")
crs31370

# creation catalogue
cat1=catalog(path_laz)
crs(cat1)=crs31370
cat1

# parallelisme
detectCores()
set_lidr_threads(3L)
plan(multisession, workers = 1L)

# indexation du catalogue
lidR:::catalog_laxindex(cat1)

# shp rerepresentant les tuiles
tiles=as.spatial(cat1)
plot(tiles)
setwd(path_output)
shapefile(tiles,"tiles_4000",overwrite=TRUE)

## b. Normalisation des nuages de points sur l'ensemble du catalogue

# options du catalogue
opt_chunk_size(cat1)=1000 # reduction de la taille des tuiles car erreur "impossible d'allouer un vecteur de la
taille ..."
opt_chunk_buffer(cat1)=30 # l'algo tin() utilise des points voisins
opt_laz_compression(cat1)=TRUE # sauvegarder en fichier .laz
opt_output_files(cat1)=paste0(path_laz_norm,"/{ID}")

setwd(path_laz)
t1=Sys.time()
cat2=lasnormalize(cat1,tin())
t2=Sys.time()
(t2-t1)

# indexer le catalogue
setwd(path_laz_norm)
list_file=list.files(path_laz_norm)
for (file in list_file){
  print(file)
  rlas::writelax(file)
}

# shp rerepresentant les tuiles + suppression des tuiles hors zone d'etude
tiles_norm=as.spatial(cat2)
plot(tiles_norm)
setwd(path_output)
shapefile(tiles_norm,"tiles_1000.shp",overwrite=TRUE)

## c. Detection des points « lignes electriques » et « coplanaires »

# parametres utilises par l'algorithme
hmin=5 # hauteur minimale des points "lignes elecriques"

```

```

dhmax=0.5 # hmax - hmin des points candidats dans 1 pixel
distmin=3 # distance minimale entre points candidats et points "autres"
distmax=12 # distance maximale entre 2 points candidats
hmin_bati=3
hmax_bati=25

crs31370<-CRS("+init=epsg:31370")

# ouvrir les donnees normalisees dans cat1
# definir les parametres du catalogue
cat1 = catalog(path_laz_norm)
opt_chunk_size(cat1)=0
opt_chunk_buffer(cat1)=0
opt_output_files(cat1)=paste0(path_laz_norm,"/{ORIGINALFILENAME}")
opt_laz_compression(cat1)=FALSE # on recupere des fichiers .las

find_powerline_and_coplanar<-function(cluster,hmin,dhmax,distmin,distmax,hmin_bati,hmax_bati,crs0)
{
  las1<-readLAS(cluster)
  if (is.empty(las1)) return(NULL)

  ext=extent(cluster)
  crs(las1)=crs0

  # densité totale de points
  dens_tot=grid_density(las1,res=2)
  # points situés au-dessus de la hauteur seuil
  las2=lasfilter(las1,Z>hmin)
  # densité de points > hmin
  dens_hmin=grid_density(las2,res=2)
  # calculer la différence de hauteur max par pixel
  max=grid_metrics(las2,res=2,~max(Z))
  min=grid_metrics(las2,res=2,~min(Z))
  # detecter les pixels o  la difference de hauteur < 0.5 m
  dh01=(max-min)<=dhmax
  dh=(max-min)

  # transferer les infos -> las1
  # chaque point recoit l'info du pixel qui le contient
  las1=lasmergespatial(las1,dens_tot,"dens_tot")
  las1=lasmergespatial(las1,dens_hmin,"dens_hmin")
  las1=lasmergespatial(las1,dh,"dh")

  # supprimer les variables inutiles
  max=NULL
  min=NULL
  dh01=NULL
  dh=NULL

  # las1 -> df1 (on garde seulement les champs utiles)
  dens_tot=as.data.frame(las1@data$dens_tot)
  dens_hmin=as.data.frame(las1@data$dens_hmin)
  dh=as.data.frame(las1@data$dh)
  X=as.data.frame(las1@data$X)
  Y=as.data.frame(las1@data$Y)
  Z=as.data.frame(las1@data$Z)

```

```

ReturnNumber=as.data.frame(las1@data$ReturnNumber)

# ajouter un ID dans df1 (1->n)
# utile pour jointures ultérieures
ID=seq.int(nrow(las1@data))

# assembler le df
df1=cbind(X,Y,Z,ID,ReturnNumber,dens_tot,dens_hmin,dh)
names(df1)=c("X","Y","Z","ID","ReturnNumber",
             "dens_tot","dens_hmin","dh")
X=NULL
Y=NULL
Z=NULL
ReturnNumber=NULL
ID=NULL
dens_tot=NULL
dens_hmin=NULL
dh=NULL

# selectionner les points "candidats"
df_cand=df1[df1$ReturnNumber==1 & df1$Z > hmin
            & (df1$dh<=dhmax | df1$dens_hmin<=(df1$dens_tot/3),]

# selectionner les points "autres" (non candidats)
df_autre=df1[df1$Z > hmin
             & df1$dh>dhmax & df1$dens_hmin>(df1$dens_tot/3),]
df_autre2=df1[df1$Z <= hmin,]
df_autre=rbind(df_autre,df_autre2)

# calcul de la distance entre les points candidats et
# le point "non candidat" le + proche
nn=get.knnx(df_autre[,1:3],df_cand[,1:3],k=1)
df_cand$d2autre=as.numeric(nn$nn.dist)
nrow(df_cand[df_cand$d2autre>distmin,])

# application du critere de distance aux points "autres"
df_cand=df_cand[df_cand$d2autre>distmin,]

# calcul de la distance au candidat le + proche
# k=2 !! : k=1 -> distance nulle (distance entre pi et pi)
nn=get.knnx(df_cand[,1:3],df_cand[,1:3],k=2)
df_cand$d2cand=as.numeric(nn$nn.dist[,2])

# application du critere de distance au candidat le + proche
df_powl=df_cand[df_cand$d2cand<distmax,]
df_powl=df_powl[,1:4]
# ajouter un champ [ok] pour identifier les points "lignes électriques"
# attribuer la valeur "1" à ces points
df_powl$ok=1

# tagger les points "lignes electriques" dans df1
# on utilise 1 jointure basee sur le champ ID
df2=left_join(df1,df_powl, by = c("ID"="ID"))
# remplacer les NA par 0 dans le champ [ok]
df2$ok[is.na(df2$ok)]=0

```

```

# convert 'ok' column of df2 into a vector
pow1 = as.integer(df2[['ok']])

# ajout d'un attribut dans le slot @data
las1=lasaddextrabytes(las1,pow1, name="pow1", desc="powerline_01")

# supprimer les variables inutiles
pow1=NULL
df1=NULL
df2=NULL
df_cand=NULL
df_pow1=NULL
df_autre=NULL
df_autre2=NULL
nn=NULL

# Modifier le code Classification pour les points "lignes electriques"
las1 @data$Classification[las1 @data$pow1==TRUE]=14L
las1 @data$ID=seq.int(1, nrow(las1 @data))

# detection des points coplanaires (genere n champ "cop1" de type TRUE/FALSE dans l'objet las)
las2=lasfilter(las1,NumberOfReturns==1,Z>hmin_bati,Z<hmax_bati)
las2 = lasdetectshape(las2, shp_plane(th1 = 40, th2 = 15,k = 8),"cop1")

# Modifier le code Classification pour les points "coplanaires"
#las1 @data$Classification[las1 @data$cop1==TRUE]=6L
l1=las1 @data[,c("ID","Z")]
l2=las2 @data[,c("ID","cop1")]
l1=left_join(l1,l2,by=c("ID" = "ID"))
las1 @data$Classification[l1$cop1==TRUE]=6L
l1=NULL
l2=NULL

# suppression du buffer
las1=lasclip(las1,ext)

return(las1)
}

t1=Sys.time()
output=catalog_apply(cat1,find_powerline_and_coplanar,
                    hmin,dhmax,distmin,distmax,hmin_bati,
                    hmax_bati,crs31370)
t2=Sys.time()
(t2-t1)

# indexer le catalogue de fichiers .las
setwd(path_las_norm)
list_file=list.files(path_las_norm)
for (file in list_file){
print(file)
rlas::writelax(file)
}

## d. Creation du CHM sans points "lignes electriques"
# + suppression artefact sur les plans d'eau

```

```

# + suppression du bati

# clear memory
rm(list=ls())

# repertoires
path0="C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/LAZ_PB"
path_output = paste0(path0,"/output")
path_tmp = paste0(path0,"/tmp")
path_las_norm = paste0(path_output,"/las_norm")
path_chm = paste0(path_output,"/chm_vegetation")

# chemin vers les exÃ©cutables OTB
path_otb = "C:/sers/ux360/Downloads/OTB-7.0.0-Win64"

# parallelisme
set_lidr_threads(3)
plan(multisession, workers = 1L)

# CRS Lambert72 CRS
crs31370<-CRS("+init=epsg:31370")

# catalogue
cat1 = catalog(path_las_norm)
opt_chunk_size(cat1)=0
opt_chunk_buffer(cat1)=30
opt_output_files(cat1) = paste0(path_chm,"/{ID}")
cat1@output_options$drivers$Raster$param$overwrite <- TRUE

# Creation du CHM "vegetation"
# step 1 : eliminer les points "lignes electriques"
# step 2 : generer le CHM
# step 3 : suppression des zones de bati
# step 4 : rogner le chm aux limites de la tuile

setwd(path_las_norm)

create_chm_vegetation <- function(cluster,crs0,path_tmp,path_otb)
{
  ext0=extent(cluster)
  #ext0[1]=round(ext0[1],0)
  #ext0[2]=round(ext0[2],0)
  #ext0[3]=round(ext0[3],0)
  #ext0[4]=round(ext0[4],0)

  las1<-readLAS(cluster)

  # step 1 : Ã©liminer les points "lignes electriques"
  print("step1")
  las2=lasfilter(las1,Classification!=14)

  if (is.empty(las2)) return(NULL)

  crs(las2)=crs0

```

```

# step 2 : création du chm
print("step2")
chm = grid_canopy(las2, 1, p2r(subcircle=0.3))
chm[is.na(chm[])]=0

# step 3 : suppression des zones de b ti
print("step3")
las2=lasfilter(las1, Classification==6)
print(!is.empty(las2))
if (!is.empty(las2)) {
  # conversion du nuage de points en raster
  bati=grid_density(las2,res=1)
  bati[is.na(bati[])]= 0
  bati=extend(bati,chm)

  # creer 1 raster "bati" binaire
  bati01=bati>0

  # appliquer un filtre majorit 
  bati01 =focal(bati01, w=matrix(1,3,3), fun=modal)
  setwd(path_tmp)
  file_bati1=paste0(path_tmp,"/bati1.tif")
  file_bati2=paste0(path_tmp,"/bati2.tif")
  writeRaster(bati01,file_bati1,overwrite=TRUE)

  # morphological filter (dilate)
  cmdline=paste0(path_otb,"otbcli_BinaryMorphologicalOperation ",
    "-in ", file_bati1,
    "-out ", file_bati2,
    "-structype.ball.xradius 2 ",
    "-structype.ball.yradius 2 ",
    "-filter dilate")
  system(cmdline)

  bati01=raster(file_bati2)
  # appliquer le filtre majorité une seconde fois
  bati01 =focal(bati01, w=matrix(1,3,3), fun=modal)
  chm[bati01[]==1]=0

  # suppression des fichiers bati1.tif et bati2.tif
  file.remove(file_bati1)
  file.remove(file_bati2)
}

# step 4 : rogner le chm aux limites de la tuile
print("step4")
chm=crop(chm,ext0)

return(chm)
}

t1=Sys.time()
output=catalog_apply(cat1,create_chm_vegetation,crs31370,path_tmp,path_otb)
t2=Sys.time()
(t2-t1)

```

Annexe n°6 : Tableau des principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Distance moyenne ».

Il décrit les actions réalisées, les fichiers d'entrée et de sortie, le logiciel utilisé et la fonction ou l'outil principalement utilisée pour cette action. Les numéros correspondent avec le code réalisé dans *RStudio* afin de passer aisément de l'un à l'autre.

Tableau n°5 : Principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Distance moyenne ».

N°	Action	Fichiers de départ et d'arrivée	Logiciel	Fonction/Outil
A. Création de l'état des lieux avant-LIFEs (schéma figure n°9)				
1	Récupération de la grille 1x1 km ² du « Plan restauration » du LIFE « Pays Mosan »	→Tuile_Plan_restoration.shp	/	/
2	Isolement des ELB spécifiques	→ELB_Nomsp.shp	QGIS	/
3	Création d'une couche pour chaque catégorie d'ELB	ELB_Nomsp.shp →ELB_Nomsp_Catégorie.shp	RStudio	dplyr ::filter()
4	Création d'une couche des tuiles d'intérêt	Tuile_Plan_restoration.shp →Tuile_Nomsp.shp	RStudio	dplyr ::filter()
5	Création d'un raster référence	→r_ELB_Nomsp.tif	RStudio	raster()
6	Rastérisation des couches des catégories d'ELB selon le raster référence	ELB_Nomsp_Catégorie.shp +r_ELB_Nomsp.tif →raster_ELB_Nomsp_Catégorie.tif	RStudio	rasterize()
7	Calcul des distances des catégories d'ELB	raster_ELB_Nomsp_Catégorie.tif →dELB_Nomsp_Catégorie.tif	RStudio	raster ::distance()
8	Rastérisation des tuiles	Tuile_Nomsp.shp →raster_Tuile_Nomsp.tif	RStudio	fasterize()
9	Statistiques zonales selon les tuiles	Raster_Tuile_Nomsp.tif +dELB_Catégorie.tif →ELB_Nomsp_Catégorie_Stat.csv	RStudio	zonal()
10	Découpage de la couche forêt de Nicolas Latte	TreeSpeciesMaks_Wallonia_31370.tif →Essences_for.tif	RStudio	raster()
11	Création d'un raster binaire : feuillu(1)/autre(0)	Essences_for→Feuillu_Nomsp.tif	QGIS	Calculatrice raster (voir code ci-dessous)
12	Calcul du recouvrement feuillu par tuile	Feuillu_Nomsp.tif +raster_Tuile_Nomsp.tif →Recouvrement_feuillu_Nomsp_Stat.csv	RStudio	zonal()
13	Jointure des résultats	Tuile_Nomsp.shp +ELB_Nomsp_Catégorie_Stat.csv +Recouvrement_feuillu_Nomsp_stat.csv →Tuile_Nomsp_Stat_avant_LIFEs.shp	RStudio	merge()
14	Attribution des cotes	Tuile_Nomsp_Stat_avant_LIFEs.shp →Tuile_Nomsp_Stat_avant_LIFEs.shp	QGIS	Calculatrice de champ (voir code ci-dessous)

B. Création de l'état des lieux après-LIFEs (schéma figure n°10)				
1	Isolement des actions des LIFEs bénéfiques à l'espèces	→ <i>Catégorie_nomprojetLIFE.shp</i>	<i>QGIS</i>	/
2	Création d'un tampon autour de la <i>catégorie d'ELB</i> plantée pour simuler leur largeur à maturité	<i>Catégorie_nomprojetLIFE.shp</i> → <i>Catégorie_nomprojetLIFE_buff.shp</i>	<i>RStudio</i>	<i>st_buffer()</i>
3	Union des couches de la <i>catégorie d'ELB</i> des deux projets avec les <i>ELB</i> déjà présents	<i>Catégorie_nomprojetLIFE_buff.shp</i> + <i>ELB_Nomsp_Catégorie.shp</i> → <i>Catégorie_LIFEs.shp</i>	<i>RStudio</i>	<i>rbind()</i>
4	Conversion "sf" → "sp" de la couche jointe et du tampon des colonies	<i>Catégorie_LIFEs.shp/Tampon_Nomsp.shp</i> → <i>Catégorie_LIFEs_sp.shp/Tampon_Nomsp_sp.shp</i>	<i>RStudio</i>	<i>as()</i>
5	Découpage de la zone jointe par le tampon de l'ensemble des colonies	<i>Catégorie_LIFEs_sp.shp</i> + <i>Tampon_Nomsp_sp.shp</i> → <i>Catégorie_LIFEs_sp.shp</i>	<i>RStudio</i>	<i>gIntersection()</i>
6	Conversion "sp" --> "sf" de la couche de la <i>catégorie d'ELB</i>	<i>Catégorie_LIFEs_sp.shp</i> → <i>Catégorie_LIFEs.shp</i>	<i>RStudio</i>	<i>as()</i>
7	Répétition de la séquence de traitement d'avant-LIFEs	<i>Catégorie_LIFEs.shp</i> → ... → <i>Tuile_Nomsp_Stat_apres_LIFE.shp</i>	<i>RStudio</i>	/
8	Attribution des cotes	<i>Tuile_Nomsp_Stat_apres_LIFEs.shp</i> → <i>Tuile_Nomsp_Stat_apres_LIFEs.shp</i>	<i>QGIS</i>	Calculatrice de champ (voir code ci-dessous)

Code étape A.11.

"Essences_for@1"=1 OR "Essences_for@1"=4 OR "Essences_for@1"=5 OR "Essences_for@1"=9

Code étapes A.14. et B.5.

1) Cote pour chaque catégorie d'ELB et les forêts

Pour les ELB:

CASE WHEN "Moy_Catégorie" < q1("Moy_Catégorie") THEN '4'

WHEN "Moy_Catégorie" >= q1("Moy_Catégorie") AND "Moy_Catégorie" < median("Moy_Catégorie") THEN '3'

WHEN "Moy_Catégorie" >= median("Moy_Catégorie") AND "Moy_Catégorie" < q3("Moy_Catégorie") THEN '2'

WHEN "Moy_Catégorie" >= q3("Moy_Catégorie") THEN '1'

END

Pour la forêt:

```
CASE WHEN "Moy_Fil" < '0.125' THEN '1'  
WHEN "Moy_Fil" >= '0.125' AND "Moy_Fil" < '0.25' THEN '2'  
WHEN "Moy_Fil" >= '0.25' AND "Moy_Fil" < '0.375' THEN '3'  
WHEN "Moy_Fil" >= '0.375' AND "Moy_Fil" < '0.625' THEN '4'  
WHEN "Moy_Fil" >= '0.625' AND "Moy_Fil" < '0.75' THEN '3'  
WHEN "Moy_Fil" >= '0.75' AND "Moy_Fil" < '0.875' THEN '2'  
WHEN "Moy_Fil" >= '0.875' THEN '1'
```

2) Cote finale

```
"Cote_AG_t" + "Cote_Al_t" + "Cote_Gr" + "Cote_he" + "Cote_foret"
```

3) Symbologie avec 10 classes

END

Annexe n°7 : Tableau des principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Force de l'élément ».

Il décrit les actions réalisées, les fichiers d'entrée et de sortie, le logiciel utilisé et la fonction ou l'outil principalement utilisée pour cette action. Les numéros correspondent avec le code réalisé dans *RStudio* afin de passer aisément de l'un à l'autre.

Tableau n°6 : Principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Force de l'élément ».

N°	Action	Fichiers de départ et d'arrivée	Logiciel	Fonction/Outil
A. Création de l'état des lieux avant-LIFEs (schéma figure n°11)				
1	Isolement des ELB spécifiques	→ELB_Nomsp.shp	QGIS	/
2	Création d'un centroïde pour chaque ELB individuel	ELB_Nomsp.shp→ELB_Nomsp_Cent.shp	RStudio	st_centroid()
3	Création d'un tampon multiple de 5x500m pour chaque colonie	→Multi_buffer_Cent_Nomsp.shp	QGIS	MultiRingBuffer
4	Création d'une cote basée sur l'inverse des distances à la colonie	Multi_buffer_Cent_Nomsp.shp →Multi_buffer_Cent_Nomsp.shp	QGIS	Calculatrice de champ (voir code ci-dessous)

5	Jointure spatiale des informations entre les multi-tampons et les centroïdes	ELB_Nomsp_Cent.shp +Multi_buffer_Cent_Nomsp.shp →Multi_buffer_EL_B_Cent_Nomsp.shp	QGIS	Joindre les attributs par localisation
6	Suppression des ELB dont la cote est nulle (extérieurs au tampon multiple)	Multi_buffer_EL_B_Cent_Nomsp.shp →Multi_buffer_EL_B_Cent_Nomsp.shp	QGIS	/
7	Jointure des informations entre les ELB et les centroïdes	ELB_Nomsp.shp +Multi_buffer_Cent_Nomsp.shp →ELB_Nomsp_Buffer_Cent_Stat.shp	RStudio	merge.data.frame()
8	Attribution des cotes sur base de la somme des cotes relatives au tampon multiple	ELB_Nomsp_Buffer_Cent_Stat.shp →ELB_Nomsp_Buffer_Cent_Stat.shp	QGIS	/

B. Création de l'état des lieux après-LIFEs

1	Isolement des actions des LIFEs bénéfiques à l'espèce	→Actions_LIFEs_nomsp.shp	QGIS	/
2	Création d'un centroïde pour chaque action des LIFEs	Actions_LIFEs_nomsp.shp →Actions_LIFEs_Cent_nomsp.shp	RStudio	st_centroid()
3	Jointure spatiale des informations avec le tampon multiple créé au préalable	Actions_LIFEs_Cent_nomsp.shp +Multi_buffer_Cent_Nomsp.shp → Multi_buffer_Actions_Cent_Nomsp.shp	QGIS	Joindre les attributs par localisation
4	Suppression des actions dont la cote est nulle (extérieurs au tampon multiple)	Multi_buffer_Actions_Cent_Nomsp.shp → Multi_buffer_Actions_Cent_Nomsp.shp	QGIS	/
5	Jointure des informations entre les actions des LIFEs et les centroïdes	Multi_buffer_Actions_Cent_Nomsp.shp + Actions_LIFEs_nomsp.shp → Actions_Nomsp_Buffer_Cent_stat.shp	RStudio	merge.data.frame()
6	Attribution des cotes sur base de la somme des cotes relatives au tampon multiple	Actions_Nomsp_Buffer_Cent_stat.shp → Actions_Nomsp_Buffer_Cent_stat.shp	QGIS	/

Code étape A.4.

```

CASE WHEN "distance" = '500' THEN '5'
WHEN "distance" = '1000' THEN '4'
WHEN "distance" = '1500' THEN '3'
WHEN "distance" = '2000' THEN '2'
WHEN "distance" = '2500' THEN '1'
END

```

Annexe n°8 : Tableau des principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Connectivité équivalente ».

Il décrit les actions réalisées, les fichiers d'entrée et de sortie, le logiciel utilisé et la fonction ou l'outil principalement utilisée pour cette action. Les numéros correspondent avec le code réalisé dans *RStudio* afin de passer aisément de l'un à l'autre.

Tableau n°7 : Principales étapes de traitement réalisées pour le calcul de l'indice « Connectivité équivalente ».

N°	Action	Fichiers de départ et d'arrivée	Logiciel	Fonction/Outil
A. Création de l'état des lieux avant-LIFEs (schéma figure n°12)				
1	Isolement des ELB spécifiques	→ELB_Nomsp.shp	<i>QGIS</i>	/
2	Création d'un tampon de 2500m autour des colonies	Colonies_Nomsp.shp →Tampon_Nomsp.shp	<i>RStudio</i>	st_buffer()
3	Création d'une couche pour chaque catégorie d'ELB	ELB_Nomsp.shp →ELB_Nomsp_Catégorie.shp	<i>RStudio</i>	dplyr::filter()
4	Création d'une couche des zones de déplacement	ELB_Nomsp_Catégorie.shp +ELB_Nomsp_Catégorie.shp →Zone_deplacement_Nomsp.shp	<i>RStudio</i>	rbind()
5	Création d'une couche des zones de chasse	ELB_Nomsp_Catégorie.shp +ELB_Nomsp_Catégorie.shp +Foret_Nomsp.shp →Zone_chasse_Nomsp_shp	<i>RStudio</i>	rbind()
6	Création d'un tampon externe au tampon des colonies	Colonies_Nomsp_shp →Tampon_Nomsp_ext.shp	<i>RStudio</i>	st_buffer()
7	Elimination des ELB et forêts en dehors des tampons des colonies	Zone_chasse_Nomsp.shp/Zone_deplacement_Nomsp.shp +Tampon_ext.shp →Zone_chasse_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_Nomsp_shp	<i>RStudio</i>	st_difference()
8	Tampon de la moitié de l'espace maximal	Zone_chasse_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_Nomsp_diff.shp →Zone_chasse_Nomsp_buff.shp/Zone_deplacement_Nomsp_buff.shp	<i>RStudio</i>	st_buffer()
9	Union des zones de chasse et de déplacement	Zone_chasse_Nomsp_buff.shp +Zone_deplacement_Nomsp_buff.shp →Zone_jointe_Nomsp.shp	<i>RStudio</i>	rbind()
10	Dissolution de la couche unie	Zone_jointe_Nomsp.shp →Zone_jointe_Nomsp.shp	<i>RStudio</i>	summarize()
11	Conversion « Multi-polygone » - « Polygone »	Zone_jointe_Nomsp.shp → Zone_jointe_Nomsp.shp	<i>RStudio</i>	cast()
12	Création d'une couche point pour chaque colonie	Colonies_Nomsp.shp →Colonie_num_Nomsp.shp	<i>RStudio</i>	dplyr==filter()

13	Création d'un tampon de 2500m pour chaque colonie	Colonie_num_Nomsp.shp →Tampon_num_Nomsp.shp	RStudio	st_buffer()
14	Conversion « sf » → « sp » de la couche jointe et des tampons	Zone_jointe_Nomsp.shp/Tampon_num_Nomsp.shp →Zone_jointe_Nomsp_sp.shp/ Tampon_num_Nomsp_sp.shp	RStudio	as()
15	Découpage de la zone jointe pour chaque colonie	Zone_jointe_Nomsp_sp.shp +Tampon_num_Nomsp_sp.shp →Polygone_num_Nomsp.shp	RStudio	gIntersection
16	Conversion « sp » → « sf » des couches Polygone	Polygone_num_Nomsp.shp → Polygone_num_Nomsp.shp	RStudio	as()
17	Sélection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche	Polygone_num_Nomsp.shp →Polygone_col_num_Nomsp.shp	QGIS	/
18	Conversion "sf" --> "sp" des couches de polygone individuel pour chaque colonie et des couches de chasse et de déplacement	Polygone_col_num_Nomsp.shp/Zone_Chasse_Nomsp_diff/Zone_deplacement_Nomsp_diff →Polygone_col_num_Nomsp_sp.shp/Zone_Chasse_Nomsp_diff_sp.shp/Zone_deplacement_Nomsp_diff_sp.shp	RStudio	as()
19	Découpage des zones de chasse et de déplacement par les polygones individuels de chaque colonie	Zone_Chasse_Nomsp_diff_sp.shp/Zone_deplacement_Nomsp_diff_sp.shp +Polygone_col_num_Nomsp_sp.shp →Zone_Chasse_num_Nomsp.shp/Zone_Deplacement_num_Nomsp.shp	RStudio	gIntersection()
20	Conversion "sp" --> "sf" des couches des couches de zones de chasse et de déplacement accessible au départ de la colonie	Zone_Chasse_num_Nomsp.shp/Zone_Deplacement_num_Nomsp.shp →Zone_Chasse_num_Nomsp.shp/Zone_Deplacement_num_Nomsp.shp	RStudio	as()
21	Export des couches de zones de chasse et de déplacement accessible au départ de la colonie	Zone_Chasse_num_Nomsp.shp/Zone_Deplacement_num_Nomsp.shp →Zone_Chasse_num_Nomsp.shp/Zone_Deplacement_num_Nomsp.shp	RStudio	st_write()

B. Création de l'état des lieux après-LIFEs (schéma figure n°13)

1	Isolement des actions des LIFEs bénéfiques à l'espèce	→Actions_LIFEs_nomsp.shp	QGIS	/
2	Dissolution de la couche issue des actions	Actions_LIFEs_nomsp.shp → Actions_LIFEs_nomsp.shp	RStudio	summarize()
3	Union des actions des LIFEs aux zones de chasse et de déplacement	Zone_chasse_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_Nomsp_diff.shp + Actions_LIFEs_nomsp.shp →Zone_chasse_LIFEs_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_LIFEs_Nomsp_diff.shp	RStudio	rbind
4	Répétition de la séquence de traitement d'avant-LIFEs	Zone_jointe_LIFEs_nomsp.shp →... →Zone_chasse_numcol_LIFEs_nomsp.shp/Zone_deplacement_numcol_LIFEs_nomsp.shp	QGIS et RStudio	/

C. Création des zones de chasse et de déplacement potentiellement accessibles (schéma figure n°14)				
1	Conversion des zones de chasses et de déplacement "sf" --> "sp"	Zone_chasse_LIFEs_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_LIFEs_Nomsp_diff.shp → Zone_chasse_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_Nomsp_diff.shp	RStudio	as()
2	Découpage des zones de chasses et de déplacement après-LIFES selon les tampons des colonies	Zone_chasse_Nomsp_diff.shp/Zone_deplacement_Nomsp_diff.shp +Tampon_numcol_nomsp_sp.shp →Zone_chasse_LIFEs_numcol_nomsp.shp/Zone_deplacement_LIFEs_numcol_nomsp.shp	RStudio	gIntersection()
3	Conversion des zones de chasses et de déplacement "sp" --> "sf"	Zone_chasse_LIFEs_numcol_nomsp.shp/Zone_deplacement_LIFEs_numcol_nomsp.shp →Zone_chasse_LIFEs_numcol_nomsp.shp/Zone_deplacement_LIFEs_numcol_nomsp.shp	RStudio	as()
4	Export des couches de zones de chasse et de déplacement accessibles et non accessibles au départ de la colonie après-LIFEs	Zone_chasse_LIFEs_numcol_nomsp.shp/Zone_deplacement_LIFEs_numcol_nomsp.shp →Zone_chasse_LIFEs_numcol_nomsp.shp/Zone_deplacement_LIFEs_numcol_nomsp.shp	RStudio	st_write()

Annexe n°9 : Code RStudio réalisé pour le calcul des métriques relatives à la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*).

```

### TFE - Calcul metriques - Pie-grieche ecorcheur ###
#

rm(list=ls())

# Installation des packages et chargement des librairies

if{

install.packages("sf")
install.packages("sp")
install.packages("raster")
install.packages("rgdal")
install.packages("dplyr")
install.packages("units")
install.packages("purr")
install.packages("lwgeom")
install.packages("gdalUtils")
install.packages("fasterize")
install.packages("rgeos")
install.packages("colourvalues")

# Chargement des librairies
library(sf)
library(sp)

```

```

library(raster)
library(rgdal)
library(dplyr)
library(units)
library(purrr)
library(lwgeom)
library(gdalUtils)
library(fasterize)
library(rgeos)
library(colourvalues)

}

#####
# Distance moyenne
#####

#### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Pie_grieche/Distance_moyenne")

Zone_action_PGE=st_read("Zone_action_PGE.shp")
st_crs(Zone_action_PGE)=31370
proj_31370=crs(Zone_action_PGE)

# 1. Recuperation de la grille 1x1 km² du « Plan restauration » du LIFE « Pays Mosan »
Tuile_Plan_restauracion=st_read("Tuile_Plan_restauracion.shp")
st_crs(Tuile_Plan_restauracion)=31370

# 2. *Isolement des ELB specifiques dans QGIS*
Site_nidification_PGE=st_read("Site_nidification_PGE.shp")
st_crs(Site_nidification_PGE)=31370
Perchoir_chasse_PGE=st_read("Perchoir_chasse_PGE.shp")
st_crs(Perchoir_chasse_PGE)=31370

# 3. Creation d'une couche pour chaque categorie d'ELB
query = ELB_PGE$targeted_c == "agglomerated trees"
ELB_PGE_Ag_tr = dplyr::filter(ELB_PGE,query)
st_crs(ELB_PGE_Ag_tr)=31370
query = ELB_PGE$targeted_c == "aligned trees"
ELB_PGE_AI_tr = dplyr::filter(ELB_PGE,query)
st_crs(ELB_PGE_AI_tr)=31370
query = ELB_PGE$targeted_c == "grove"
ELB_PGE_Gr = dplyr::filter(ELB_PGE,query)
st_crs(ELB_PGE_Gr)=31370
query = ELB_PGE$targeted_c == "hedge"
ELB_PGE_He = dplyr::filter(ELB_PGE,query)
st_crs(ELB_PGE_He)=31370

# 4. Creation d'une couche des tuiles d'interet

Zone_action_PGE=Zone_action_PGE %>% summarize()

Tuile_PGE=filter(Tuile_Plan_restauracion,st_intersects(Tuile_Plan_restauracion,Zone_action_PGE,sparse = F))

```

```

Tuile_PGE<- dplyr::rename(Tuile_PGE, "zone" = "Num" )
ext_Tuile_PGE=extent(Tuile_PGE)
plot(Tuile_PGE)

# 5. Creation d'un raster reference
r_ELB_PGE=raster()
extent(r_ELB_PGE)=ext_Tuile_PGE
projection(r_ELB_PGE)=proj_31370
res(r_ELB_PGE)=20

# 6. Rasteurisation des couches des categories d'ELB selon le raster reference
raster_Site_nidification_PGE=rasterize(Site_nidification_PGE,r_ELB_PGE,1)
raster_Perchoir_chasse_PGE=rasterize(Perchoir_chasse_PGE,r_ELB_PGE,1)

# 7. Calcul des distances des categories d'ELB
dSite_nidification_PGE=raster::distance(raster_Site_nidification_PGE)
extent(dSite_nidification_PGE)=ext_Tuile_PGE
dPerchoir_chasse_PGE=raster::distance(raster_Perchoir_chasse_PGE)
extent(dPerchoir_chasse_PGE)=ext_Tuile_PGE

# 8. Rasteurisation des tuiles
raster_Tuile_PGE=fasterize(Tuile_PGE,dSite_nidification_PGE,"zone")

# 9. Calcul des statistiques par tuile (mask pour ne pas prendre en compte les elements hors-zone)
dSite_nidification_PGE<-mask(dSite_nidification_PGE,Zone_action_PGE)
dPerchoir_chasse_PGE<-mask(dPerchoir_chasse_PGE,Zone_action_PGE)

ELB_PGE_Site_nidification_Di_mo=zonal(dSite_nidification_PGE,raster_Tuile_PGE, fun='mean')
ELB_PGE_Perchoir_chasse_Di_mo=zonal(dPerchoir_chasse_PGE,raster_Tuile_PGE, fun='mean')

write.table(ELB_PGE_Site_nidification_Di_mo, "ELB_PGE_Site_nidification_Stat.csv")
write.table(ELB_PGE_Perchoir_chasse_Di_mo, "ELB_PGE_Perchoir_chasse_Stat.csv")

ELB_PGE_Site_nidification_Stat<-read.csv("ELB_PGE_Site_nidification_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ",
dec = ".")
ELB_PGE_Perchoir_chasse_Stat<-read.csv("ELB_PGE_Perchoir_chasse_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ",
dec = ".")

ELB_PGE_Site_nidification_Stat <- dplyr::rename(ELB_PGE_Site_nidification_Stat, "Moy_Site_nid" =
"mean" )
ELB_PGE_Perchoir_chasse_Stat <- dplyr::rename(ELB_PGE_Perchoir_chasse_Stat, "Moy_Perch_chasse" =
"mean" )

# 13. Jointure des resultats
Tuile_PGE_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PGE,ELB_PGE_Site_nidification_Stat, by = "zone")
Tuile_PGE_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PGE_Stat_avant_LIFEs,ELB_PGE_Perchoir_chasse_Stat, by =
"zone")

st_write(Tuile_PGE_Stat_avant_LIFEs,"Tuile_PGE_Stat_avant_LIFEs.shp", overwrite=TRUE)

# 14. * Attribution des cotes a partir des quartiles et mise en page sur QGIS *

}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

```

```

if{

# 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*

Buissons_LIFEs_PGE=st_read("Buissons_LIFEs_PGE.shp")
Haies_LIFEs_PGE=st_read("Haies_LIFEs_PGE.shp")

# 2. Creation d'un tampon de 1.5m autour des haies plantees pour simuler leur largeur a maturite en supposant
que la gestion va les limiter à 3m au vu de l'objectif Pie-grieche
Buissons_LIFEs_PGE=st_buffer(Buissons_LIFEs_PGE,dist = 1.5)
Haies_LIFEs_PGE=st_buffer(Haies_LIFEs_PGE,dist = 1.5)

# 3. Union des couches de haies des deux projets avec les Sites de nidification et les Perchoirs de chasse
Buissons_LIFEs_PGE = dplyr::select(Buissons_LIFEs_PGE,OBJECTID)
Haies_LIFEs_PGE = dplyr::select(Haies_LIFEs_PGE,OBJECTID)

Site_nidification_PGE <- rename(Site_nidification_PGE, "OBJECTID" = "fid")
Site_nidification_PGE = dplyr::select(Site_nidification_PGE,OBJECTID)
Perchoir_chasse_PGE <- rename(Perchoir_chasse_PGE, "OBJECTID" = "fid")
Perchoir_chasse_PGE = dplyr::select(Perchoir_chasse_PGE,OBJECTID)

Site_nidification_LIFEs=rbind(Site_nidification_PGE,Buissons_LIFEs_PGE,Haies_LIFEs_PGE)
Perchoir_chasse_LIFEs=rbind(Perchoir_chasse_PGE,Buissons_LIFEs_PGE,Haies_LIFEs_PGE)
st_crs(Site_nidification_LIFEs)=31370
st_crs(Perchoir_chasse_LIFEs)=31370

# 4. Conversion "sf" --> "sp" des couches jointes et de la zone d'action de la Pie-grieche
Site_nidification_LIFEs_sp=as(Site_nidification_LIFEs,"Spatial")
Perchoir_chasse_LIFEs_sp=as(Perchoir_chasse_LIFEs,"Spatial")
Zone_action_PGE_sp=as(Zone_action_PGE,"Spatial")

# 5. Decoupage des zones jointes par la zone d'action
Site_nidification_LIFEs_sp=gIntersection(Site_nidification_LIFEs_sp,Zone_action_PGE_sp,byid=TRUE)
Perchoir_chasse_LIFEs_sp=gIntersection(Perchoir_chasse_LIFEs_sp,Zone_action_PGE_sp,byid=TRUE)

# 6. Conversion "sp" --> "sf" de la couche des haies
Site_nidification_LIFEs=as(Site_nidification_LIFEs_sp,"sf")
Perchoir_chasse_LIFEs=as(Perchoir_chasse_LIFEs_sp,"sf")

# 7. Repetition de la sequence de traitement d'avant-LIFEs
raster_Site_nidification_LIFEs=rasterize(Site_nidification_LIFEs,r_ELB_PGE,1)
raster_Perchoir_chasse_LIFEs=rasterize(Perchoir_chasse_LIFEs,r_ELB_PGE,1)
dSite_nidification_LIFEs=raster::distance(raster_Site_nidification_LIFEs)
dPerchoir_Chasse_LIFEs=raster::distance(raster_Perchoir_chasse_LIFEs)
extent(dSite_nidification_LIFEs)=ext_Tuile_PGE
extent(dPerchoir_Chasse_LIFEs)=ext_Tuile_PGE
dSite_nidification_LIFEs<-mask(dSite_nidification_LIFEs,Zone_action_PGE)
dPerchoir_Chasse_LIFEs<-mask(dPerchoir_Chasse_LIFEs,Zone_action_PGE)
Site_nidification_LIFEs_Di_mo=zonal(dSite_nidification_LIFEs,raster_Tuile_PGE, fun='mean')
Perchoir_chasse_LIFEs_Di_mo=zonal(dPerchoir_Chasse_LIFEs,raster_Tuile_PGE, fun='mean')
write.table(Site_nidification_LIFEs_Di_mo,"Site_nidification_LIFEs_Stat.csv")
write.table(Perchoir_chasse_LIFEs_Di_mo,"Perchoir_chasse_LIFEs_Stat.csv")
Site_nidification_LIFEs_Stat<-read.csv("Site_nidification_LIFEs_Stat.csv",header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
Perchoir_chasse_LIFEs_Stat<-read.csv("Perchoir_chasse_LIFEs_Stat.csv",header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
Site_nidification_LIFEs_Stat<- dplyr::rename(Site_nidification_LIFEs_Stat, "Moy_Site_nid_apres_LIFEs" =
"mean" )

```

```

Perchoir_chasse_LIFEs_Stat<- dplyr::rename(Perchoir_chasse_LIFEs_Stat, "Moy_Perch_ch_apres_LIFEs" =
"mean" )

Tuile_PGE_Stat_apres_LIFEs<-merge(Tuile_PGE,Site_nidification_LIFEs_Stat, by = "zone")
Tuile_PGE_Stat_apres_LIFEs<-merge(Tuile_PGE_Stat_apres_LIFEs,Perchoir_chasse_LIFEs_Stat, by =
"zone")
st_write(Tuile_PGE_Stat_apres_LIFEs,"Tuile_PGE_Stat_apres_LIFEs.shp", overwrite=TRUE)

# 8. * Attribution des cotes a partir des quartiles et mise en page sur QGIS *

}

#####
# Force de l'element (cas des Perchoirs de chasse)
#####

##### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

rm(list=ls())

setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Pie_grieche/Force_element")

# 1. *Isolement des ELB specifiques relatifs aux perchoirs de chasse dans QGIS*

Perchoir_chasse_PGE=st_read("Perchoir_chasse_PGE.shp")
st_crs(Perchoir_chasse_PGE)=31370

# 2. Creation d'un centroide pour chaque Perchoir de chasse individuel
Perchoir_chasse_PGE_Cent=st_centroid(Perchoir_chasse_PGE)
st_write(Perchoir_chasse_PGE_Cent,"Perchoir_chasse_PGE_Cent.shp")

# 3. *Creation d'un tampon de 40m pour chaque site de nidification dans QGIS via "MultiRingBuffer"*

# 4. *Attribution d'une cote de 1 à chaque tampon autour des sites de nidification dans QGIS*

# 5. *Jointure spatiale des informations entre les tampons et les centroides dans QGIS*

# 6. *Suppression des perchoirs dont la cote est nulle (exterieurs aux tampons) dans QGIS*

Tampon_Perchoir_Cent_PGE=st_read("Tampon_Perchoir_Cent_PGE.shp")
st_crs(Tampon_Perchoir_Cent_PGE)=31370

# 7. Jointure des informations entre les ELB et les centroides
Perchoir_Cent_Stat = merge.data.frame (Perchoir_chasse_PGE, Tampon_Perchoir_Cent_PGE, by = "fid")
st_write(Perchoir_Cent_Stat,"Perchoir_Cent_Stat.shp")

# 8. * Attribution d'une cote et mise en page dans QGIS*

}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

if{

```

1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*

```
Buissons_LIFEs_PGE=st_read("Buissons_LIFEs_PGE.shp")
Haies_LIFEs_PGE=st_read("Haies_LIFEs_PGE.shp")
Actions_LIFEs_PGE=rbind(Buissons_LIFEs_PGE,Haies_LIFEs_PGE)
```

2. Creation d'un centroide pour chaque action des LIFEs

```
Actions_LIFEs_Cent_PGE=st_centroid(Actions_LIFEs_PGE)
st_write(Actions_LIFEs_Cent_PGE,"Actions_LIFEs_Cent_PGE.shp")
```

3. *Jointure spatiale des informations avec un tampon cree sur l'union des sites de nidifications presents ainsi que ceux crees par les LIFEs au préalable dans QGIS*

4. *Suppression des actions dont la cote est nulle (extérieurs au tampon multiple) dans QGIS*

```
Tampon_Actions_Cent_PGE=st_read("Tampon_Actions_LIFEs_Cent_PGE.shp")
st_crs(Tampon_Actions_Cent_PGE)=31370
```

5. Jointure des informations entre les actions des LIFEs et les centroides

```
Actions_PGE_Buffer_Cent_Stat = merge.data.frame (Actions_LIFEs_PGE, Tampon_Actions_Cent_PGE, by =
"OBJECTID")
st_write(Actions_PGE_Buffer_Cent_Stat,"Actions_LIfffe_Buffer_Cent_stat.shp",overwrite=TRUE)
```

6. * Attribution des cotes sur base de la somme des cotes relatives au tampon multiple et mise en page dans QGIS*

```
}
```

Annexe n°10 : Code RStudio réalisé pour le calcul des métriques relatives au Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*).

```
### TFE - Calcul metriques - Petit rhinolophe ###
```

```
#
```

```
rm(list=ls())
```

```
# Installation des packages et chargement des librairies
```

```
if{
```

```
install.packages("sf")
install.packages("sp")
install.packages("raster")
install.packages("rgdal")
install.packages("dplyr")
install.packages("units")
install.packages("purrr")
install.packages("lwgeom")
install.packages("gdalUtils")
install.packages("fasterize")
install.packages("rgeos")
install.packages("colourvalues")
```

```
# Chargement des librairies
```

```
library(sf)
```

```

library(sp)
library(raster)
library(rgdal)
library(dplyr)
library(units)
library(purrr)
library(lwgeom)
library(gdalUtils)
library(fasterize)
library(rgeos)
library(colourvalues)

}

#####
# Distance moyenne
#####

#### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Petit_rhinolophe/Distance_moyenne")

Foret_PR=st_read("Foret_PR.shp")
st_crs(Foret_PR)=31370
Localisations_PR=st_read("Localisations_PR.shp")
st_crs(Localisations_PR)=31370

# 1. Recuperation de la grille 1x1 km² du « Plan restauration » du LIFE « Pays Mosan »
Tuile_Plan_restauracion=st_read("Tuile_Plan_restauracion.shp")
st_crs(Tuile_Plan_restauracion)=31370

# 2. *Isolement des ELB specifiques dans QGIS*

ELB_PR=st_read("ELB_PR.shp")
st_crs(ELB_PR)=31370
proj_31370=st_crs(ELB_PR)

# 3. Creation d'une couche pour chaque categorie d'ELB
query = ELB_PR$targeted_c == "agglomerated trees"
ELB_PR_Ag_tr = dplyr::filter(ELB_PR,query)
st_crs(ELB_PR_Ag_tr)=31370
query = ELB_PR$targeted_c == "aligned trees"
ELB_PR_Al_tr = dplyr::filter(ELB_PR,query)
st_crs(ELB_PR_Al_tr)=31370
query = ELB_PR$targeted_c == "grove"
ELB_PR_Gr = dplyr::filter(ELB_PR,query)
st_crs(ELB_PR_Gr)=31370
query = ELB_PR$targeted_c == "hedge"
ELB_PR_He = dplyr::filter(ELB_PR,query)
st_crs(ELB_PR_He)=31370

# 4. Creation d'une couche des tuiles d'interet

Tampon_PR=st_buffer(Localisations_PR, dist=2500)
Tampon_PR=Tampon_PR %>% summarize()
st_crs(Tampon_PR)=31370

Tuile_PR=filter(Tuile_Plan_restauracion,st_intersects(Tuile_Plan_restauracion,Tampon_PR,sparse = F))

```

```

Tuile_PR <- dplyr::rename(Tuile_PR, "zone" = "Num" )
ext_Tuile_PR=extent(Tuile_PR)

# 5. Creation d'un raster reference
r_ELB_PR=raster()
extent(r_ELB_PR)=ext_Tuile_PR
projection(r_ELB_PR)=proj_31370$wkt
res(r_ELB_PR)=20

# 6.Rasteurisation des couches des categories d'ELB selon le raster reference
raster_ELB_PR_Ag_tr=rasterize(ELB_PR_Ag_tr,r_ELB_PR,1)
raster_ELB_PR_Al_tr=rasterize(ELB_PR_Al_tr,r_ELB_PR,1)
raster_ELB_PR_Gr=rasterize(ELB_PR_Gr,r_ELB_PR,1)
raster_ELB_PR_He=rasterize(ELB_PR_He,r_ELB_PR,1)

# 7. Calcul des distances des categories d'ELB
dELB_PR_Ag_tr=raster::distance(raster_ELB_PR_Ag_tr)
extent(dELB_PR_Ag_tr)=ext_Tuile_PR
dELB_PR_Al_tr=raster::distance(raster_ELB_PR_Al_tr)
extent(dELB_PR_Al_tr)=ext_Tuile_PR
dELB_PR_Gr=raster::distance(raster_ELB_PR_Gr)
extent(dELB_PR_Gr)=ext_Tuile_PR
dELB_PR_He=raster::distance(raster_ELB_PR_He)
extent(dELB_PR_He)=ext_Tuile_PR

# 8. Rasteurisation des tuiles
raster_Tuile_PR=fasterize(Tuile_PR,dELB_PR_Ag_tr,"zone")

# 9. Calcul des statistiques par tuile (mask pour ne pas prendre en compte les elements hors-zone)
dELB_PR_Ag_tr<-mask(dELB_PR_Ag_tr,Tampon_PR)
dELB_PR_Al_tr<-mask(dELB_PR_Al_tr,Tampon_PR)
dELB_PR_Gr<-mask(dELB_PR_Gr,Tampon_PR)
dELB_PR_He<-mask(dELB_PR_He,Tampon_PR)

ELB_PR_Ag_tr_Di_mo=zonal(dELB_PR_Ag_tr,raster_Tuile_PR, fun='mean')
ELB_PR_Al_tr_Di_mo=zonal(dELB_PR_Al_tr,raster_Tuile_PR, fun='mean')
ELB_PR_Gr_Di_mo=zonal(dELB_PR_Gr,raster_Tuile_PR, fun='mean')
ELB_PR_He_Di_mo=zonal(dELB_PR_He,raster_Tuile_PR, fun='mean')

write.table(ELB_PR_Ag_tr_Di_mo, "ELB_PR_Ag_tr_Stat.csv")
write.table(ELB_PR_Al_tr_Di_mo, "ELB_PR_Al_tr_Stat.csv")
write.table(ELB_PR_Gr_Di_mo, "ELB_PR_Gr_Stat.csv")
write.table(ELB_PR_He_Di_mo, "ELB_PR_He_Stat.csv")

ELB_PR_Ag_tr_Stat<-read.csv("ELB_PR_Ag_tr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_PR_Al_tr_Stat<-read.csv("ELB_PR_Al_tr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_PR_Gr_Stat<-read.csv("ELB_PR_Gr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_PR_He_Stat<-read.csv("ELB_PR_He_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")

ELB_PR_Ag_tr_Stat <- dplyr::rename(ELB_PR_Ag_tr_Stat, "Moy_Ag_tr" = "mean" )
ELB_PR_Al_tr_Stat <- dplyr::rename(ELB_PR_Al_tr_Stat, "Moy_Al_tr" = "mean" )
ELB_PR_Gr_Stat <- dplyr::rename(ELB_PR_Gr_Stat, "Moy_Gr" = "mean" )
ELB_PR_He_Stat <- dplyr::rename(ELB_PR_He_Stat, "Moy_He" = "mean" )

# 10. Decoupage de la couche des essences forestieres, version provisoire debut 2020, Nicolas Latte
Essences_for=raster("TreeSpeciesMaks_Wallonia_31370.tif")
Essences_for_PR<-crop(Essences_for,r_ELB_PR)
writeRaster(Essences_for_PR,"Essences_for_PR.tif",overwrite=TRUE)

# 11. * Creation d'un raster binaire feuillu(1)/autre(0) sur QGIS*

```

```

Feuillu_PR=raster("Feuillu_PR.tif")
extent(Feuillu_PR)=ext_Tuile_PR
Feuillu_PR[is.na(Feuillu_PR[])] <- 0

# 12. Calcul du recouvrement feuillu par tuile (mask pour ne pas prendre en compte les elements hors-zone)

Feuillu_PR<-mask(Feuillu_PR,Tampon_PR)
raster_Tuile_PR=fasterize(Tuile_PR,Feuillu_PR,"zone")
Recouvrement_feuillu_PR=zonal(Feuillu_PR,raster_Tuile_PR, fun='mean',digit=0,na.rm=TRUE)
write.table(Recouvrement_feuillu_PR, "Recouvrement_feuillu_PR_Stat.csv")
Recouvrement_feuillu_PR_Stat<-read.csv("Recouvrement_feuillu_PR_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec
=".")
Recouvrement_feuillu_PR_Stat<-dplyr::rename(Recouvrement_feuillu_PR_Stat, "Moy_Feuillu" = "mean" )

# 13. Jointure des resultats
Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PR,ELB_PR_Ag_tr_Stat, by = "zone")
Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PR_Stat,ELB_PR_A1_tr_Stat, by = "zone")
Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PR_Stat,ELB_PR_Gr_Stat, by = "zone")
Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PR_Stat,ELB_PR_He_Stat, by = "zone")
Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuile_PR_Stat,Recouvrement_feuillu_PR_Stat, by = "zone")

st_write(Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs,"Tuile_PR_Stat_avant_LIFEs.shp", overwrite=TRUE)

# 14. * Attribution des cotes a partir des quartiles et mise en page sur QGIS *

}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

if{

# 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*

Haie_Pays_Mosan_simple=st_read("Haie_Pays_Mosan_simple.shp")
Haie_Pays_Mosan_double=st_read("Haie_Pays_Mosan_double.shp")
Haie_Pays_Mosan_triple=st_read("Haie_Pays_Mosan_triple.shp")
Haie_Prairies_Bocageres_simple=st_read("Haie_Prairies_Bocageres_simple.shp")
Haie_Prairies_Bocageres_double=st_read("Haie_Prairies_Bocageres_double.shp")

# 2. Creation d'un tampon autour des haies plantees pour simuler leur largeur a maturite (a partir des largeurs
des haies presentes dans le paysage identifiee par Corentin Bolyn)
summary(ELB_PR_He)
# Width : 1st Qu. = 4,874 (simple rang) - Median = 6,912 (double rang) - 3rd QU. = 10,179 (triple rang)
Haie_Pays_Mosan_simple_buff=st_buffer(Haie_Pays_Mosan_simple,dist = 2.44)
Haie_Pays_Mosan_double_buff=st_buffer(Haie_Pays_Mosan_double,dist = 3.46)
Haie_Pays_Mosan_triple_buff=st_buffer(Haie_Pays_Mosan_triple,dist = 5.09)
Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff=st_buffer(Haie_Prairies_Bocageres_simple, dist = 2.44)
Haie_Prairies_Bocageres_double_buff=st_buffer(Haie_Prairies_Bocageres_double, dist = 3.46)

# 3. Union des couches de haies des deux projets avec les haies deja presentes
Haie_Pays_Mosan_simple_buff = dplyr::select(Haie_Pays_Mosan_simple_buff,OBJECTID)
Haie_Pays_Mosan_double_buff = dplyr::select(Haie_Pays_Mosan_double_buff,OBJECTID)
Haie_Pays_Mosan_triple_buff = dplyr::select(Haie_Pays_Mosan_triple_buff,OBJECTID)
Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff = dplyr::select(Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff,OBJECTID)
Haie_Prairies_Bocageres_double_buff = dplyr::select(Haie_Prairies_Bocageres_double_buff,OBJECTID)
ELB_PR_He <- rename(ELB_PR_He, "OBJECTID" = "fid")
ELB_PR_He = dplyr::select(ELB_PR_He,OBJECTID)
Haie_LIFEs=rbind(Haie_Pays_Mosan_simple_buff,Haie_Pays_Mosan_double_buff,Haie_Pays_Mosan_triple_b
uff,Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff,Haie_Prairies_Bocageres_double_buff)

```

```

Haie_LIFEs=rbind(Haie_LIFEs,ELB_PR_He)
st_crs(Haie_LIFEs)=31370

# 4. Conversion "sf" --> "sp" de la couche jointe et du tampon des colonies
Haie_LIFEs_sp=as(Haie_LIFEs,"Spatial")
Tampon_PR_sp=as(Tampon_PR,"Spatial")

# 5. Decoupage de la zone jointe par le tampon de l'ensemble des colonies
Haie_LIFEs_sp=gIntersection(Haie_LIFEs_sp,Tampon_PR_sp,byid=TRUE)

# 6. Conversion "sp" --> "sf" de la couche des haies
Haie_LIFEs=as(Haie_LIFEs_sp,"sf")

# 7. Repetition de la sequence de traitement d'avant-LIFEs
raster_Haie_LIFEs=rasterize(Haie_LIFEs,r_ELB_PR,1)
dHaie_LIFEs=raster::distance(raster_Haie_LIFEs)
extent(dHaie_LIFEs)=ext_Tuile_PR
dHaie_LIFEs<-mask(dHaie_LIFEs,Tampon_PR)
Haie_LIFEs_Di_mo=zonal(dHaie_LIFEs,raster_Tuile_PR, fun='mean')
write.table(Haie_LIFEs_Di_mo, "Haie_LIFEs_Stat.csv")
Haie_LIFEs_Stat<-read.csv("Haie_LIFEs_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
Haie_LIFEs_Stat <- dplyr::rename(Haie_LIFEs_Stat, "Moy_He_apres_LIFEs" = "mean")
Tuile_PR_Stat_apres_LIFEs<-merge(Tuile_PR,Haie_LIFEs_Stat, by = "zone")
st_write(Tuile_PR_Stat_apres_LIFEs,"Tuile_PR_Stat_apres_LIFEs.shp", overwrite=TRUE)

# 8. * Attribution des cotes a partir des quartiles et mise en page sur QGIS *

}

#####
# Force de l'element
#####

#### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

rm(list=ls())

setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Petit_rhinolophe/Force_element")

# 1. *Isolement des ELB specifiques dans QGIS*

ELB_PR=st_read("ELB_PR.shp")
st_crs(ELB_PR)=31370
proj_31370=st_crs(ELB_PR)

# 2. Creation d'un centroide pour chaque ELB individuel
ELB_PR_Cent=st_centroid(ELB_PR)
st_write(ELB_PR_Cent,"ELB_PR_Cent.shp")

# 3. *Creation d'un tampon multiple de 5x500m pour chaque colonie dans QGIS via "MultiRingBuffer"*

# 4. *Creation d'une cote basee sur l'inverse des distances à la colonie dans QGIS*

# 5. *Jointure spatiale des informations entre les multi-tampons et les centroides dans QGIS*

# 6. *Suppression des ELB dont la cote est nulle (exterieurs au tampon multiple) dans QGIS*

Multi_buffer_ELB_Cent_PR=st_read("Multi_buffer_ELB_Cent_PR.shp")

```

```

st_crs(Multi_buffer_ELB_Cent_PR)=31370

# 7. Jointure des informations entre les ELB et les centroides
ELB_PR_Buffer_Cent_Stat = merge.data.frame (ELB_PR, Multi_buffer_ELB_Cent_PR, by = "fid")
st_write(ELB_PR_Buffer_Cent_Stat,"ELB_PR_Buffer_Cent_stat.shp")

# 8. * Attribution d'une cote et mise en page dans QGIS*

}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

if{

# 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*

Actions_LIFEs_PR=st_read("Actions_LIFEs_PR.shp")

# 2. Creation d'un centroide pour chaque action des LIFEs
Actions_LIFEs_Cent_PR=st_centroid(Actions_LIFEs_PR)
st_write(Actions_LIFEs_Cent_PR,"Actions_LIFEs_Cent_PR.shp")

# 3. *Jointure spatiale des informations avec le tampon multiple créé au préalable dans QGIS*

# 4. *Suppression des actions dont la cote est nulle (extérieurs au tampon multiple) dans QGIS*

Multi_buffer_Actions_Cent_PR=st_read("Multi_buffer_Actions_Cent_PR.shp")
st_crs(Multi_buffer_Actions_Cent_PR)=31370

# 5. Jointure des informations entre les actions des LIFEs et les centroides
Actions_PR_Buffer_Cent_Stat = merge.data.frame (Actions_LIFEs_PR, Multi_buffer_Actions_Cent_PR, by =
"fid")
st_write(Actions_PR_Buffer_Cent_Stat,"Actions_LIFFE_Buffer_Cent_stat.shp",overwrite=TRUE)

# 6. * Attribution des cotes sur base de la somme des cotes relatives au tampon multiple et mise en page dans
QGIS*

}

#####

# Connectivite equivalente
#####

##### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

rm(list=ls())

setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Petit_rhinolophe/Connectivite_equivalente")

# 1. *Selection des ELB specifiques dans QGIS*

ELB_PR=st_read("ELB_PR.shp")
st_crs(ELB_PR)=31370
proj_31370=st_crs(ELB_PR)

# 2. Creation d'un tampon de 2500m
Colonies_PR=st_read("Colonies_PR.shp")
st_crs(Colonies_PR)=31370

```

```

Tampon_PR=st_buffer(Colonies_PR, dist=2500)
Tampon_PR=Tampon_PR %>% summarize()
st_crs(Tampon_PR)=31370

# 3. Creation d'une couche pour chaque categorie d'ELB
query = ELB_PR$targeted_c == "aligned trees"
ELB_PR_Al_tr = dplyr::filter(ELB_PR,query)
st_crs(ELB_PR_Al_tr)=31370
query = ELB_PR$targeted_c == "hedge"
ELB_PR_He = dplyr::filter(ELB_PR,query)
st_crs(ELB_PR_He)=31370
query = ELB_PR$targeted_c == "grove"
ELB_PR_Gr = dplyr::filter(ELB_PR,query)
ELB_PR_Gr = dplyr::select(ELB_PR_Gr,fid)
st_crs(ELB_PR_Gr)=31370
query = ELB_PR$targeted_c == "agglomerated trees"
ELB_PR_Ag_tr = dplyr::filter(ELB_PR,query)
ELB_PR_Ag_tr = dplyr::select(ELB_PR_Ag_tr,fid)
st_crs(ELB_PR_Ag_tr)=31370

# 4. Creation d'une couche des zones de deplacement (ELB a l'exception des vergers et bosquets)
Zone_deplacement_PR=rbind(ELB_PR_Al_tr,ELB_PR_He)
Zone_deplacement_PR = Zone_deplacement_PR %>% summarize()

# 5. Creation d'une couche des zones de chasse (vergers, bosquets et forets)
Foret_PR=st_read("Foret_PR.shp")
st_crs(Foret_PR)=31370

Zone_Chasse_PR=rbind(ELB_PR_Gr,ELB_PR_Ag_tr,Foret_PR)
Zone_Chasse_PR=Zone_Chasse_PR %>% summarize()

# 6. Creation d'un tampon externe au tampon des colonies pour eliminer les ELB et forets hors-zones
Tampon_PR_ext=st_buffer(Colonies_PR, dist=10000)
Tampon_PR_ext=Tampon_PR_ext %>% summarize()
Tampon_ext=st_difference(Tampon_PR_ext,Tampon_PR)

# 7. Elimination des ELB et forêts en dehors des tampons des colonies (hors-zones)
Zone_Chasse_PR_diff=st_difference(Zone_Chasse_PR,Tampon_ext)
Zone_deplacement_PR_diff=st_difference(Zone_deplacement_PR,Tampon_ext)

# 8. Tampon de la moitie de l'espace maximal (2,5m) entre elements ligneux, donc 1,25m
Zone_Chasse_PR_buff=st_buffer(Zone_Chasse_PR_diff, dist=1.25)
Zone_deplacement_PR_buff=st_buffer(Zone_deplacement_PR_diff, dist =1.25)

# 9. Union des zones de chasse et deplacement
Zone_jointe_PR=rbind(Zone_Chasse_PR_buff,Zone_deplacement_PR_buff)
st_write(Zone_jointe_PR,"zone_jointe_yo2pr.shp")

# 10. Dissolution de la couche issue de l'union des zones de chasse et de deplacement
Zone_jointe_PR=Zone_jointe_PR %>% summarize()

# 11. Conversion "Multi-polygone" - "Polygone"
Zone_jointe_PR=st_cast(Zone_jointe_PR, "POLYGON")
st_write(Zone_jointe_PR,"Zone_jointe_PR.shp",overwrite=TRUE)

# 12. Creation d'une couche de points pour chaque colonie
query = Colonies_PR$TOPO == "CHATEAU de MODAVE"
Colonie_1_PR = dplyr::filter(Colonies_PR,query)
query = Colonies_PR$TOPO == "Château de MONTRIVAL"
Colonie_2_PR = dplyr::filter(Colonies_PR,query)

```

```

# 13. Creation d'un tampon de 2500m pour chaque colonie
Tampon_1_PR=st_buffer(Colonie_1_PR, dist=2500)
Tampon_2_PR=st_buffer(Colonie_2_PR, dist=2500)

# 14. Conversion "sf" --> "sp" de la couche jointe et des tampons
Zone_jointe_PR_sp=as(Zone_jointe_PR,"Spatial")
Tampon_1_PR_sp=as(Tampon_1_PR,"Spatial")
Tampon_2_PR_sp=as(Tampon_2_PR,"Spatial")

# 15. Decoupage de la zone jointe pour chaque colonie
Polygone_1_PR=gIntersection(Zone_jointe_PR_sp,Tampon_1_PR_sp,byid=TRUE)
Polygone_2_PR=gIntersection(Zone_jointe_PR_sp,Tampon_2_PR_sp,byid=TRUE)

# 16. Conversion "sp" --> "sf" des couches Polygone
Polygone_1_PR=as(Polygone_1_PR,"sf")
Polygone_2_PR=as(Polygone_2_PR,"sf")

st_write(Polygone_1_PR,"Polygone_1_PR.shp")
st_write(Polygone_2_PR,"Polygone_2_PR.shp")

# 17. * Selection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche dans QGIS*

# 18. Conversion "sf" --> "sp" des couches de polygone individuel pour chaque colonie et des couches de chasse
et de déplacement
Polygone_col_1_PR=st_read("Polygone_col_1_PR.shp")
Polygone_col_2_PR=st_read("Polygone_col_2_PR.shp")

Zone_Chasse_PR_diff_sp=as(Zone_Chasse_PR_diff,"Spatial")
Zone_deplacement_PR_diff_sp=as(Zone_deplacement_PR_diff,"Spatial")
Polygone_col_1_PR_sp=as(Polygone_col_1_PR,"Spatial")
Polygone_col_2_PR_sp=as(Polygone_col_2_PR,"Spatial")

# 19. Decoupage des zones de chasse et de deplacement par les polygones individuels de chaque colonie
Zone_Chasse_1_PR=gIntersection(Zone_Chasse_PR_diff_sp,Polygone_col_1_PR_sp,byid=TRUE)
Zone_Deplacement_1_PR=gIntersection(Zone_deplacement_PR_diff_sp,Polygone_col_1_PR_sp,byid=TRUE)
Zone_Chasse_2_PR=gIntersection(Zone_Chasse_PR_diff_sp,Polygone_col_2_PR_sp,byid=TRUE)
Zone_Deplacement_2_PR=gIntersection(Zone_deplacement_PR_diff_sp,Polygone_col_2_PR_sp,byid=TRUE)

# 20. Conversion "sp" --> "sf" des couches des couches de zones de chasse et de déplacement accessible au
depart de la colonie
Zone_Chasse_1_PR=as(Zone_Chasse_1_PR,"sf")
Zone_Deplacement_1_PR=as(Zone_Deplacement_1_PR,"sf")
Zone_Chasse_2_PR=as(Zone_Chasse_2_PR,"sf")
Zone_Deplacement_2_PR=as(Zone_Deplacement_2_PR,"sf")

# 21. Export des couches de zones de chasse et de déplacement accessible au départ de la colonie
st_write(Zone_Chasse_1_PR,"Zone_Chasse_1_PR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_1_PR,"Zone_deplacement_1_PR.shp")
st_write(Zone_Chasse_2_PR,"Zone_Chasse_2_PR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_2_PR,"Zone_deplacement_2_PR.shp")

}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

if{

# 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*
# Dans le cas du PR, uniquement des actions contribuant à la zone de deplacement pour la colonie 2

```

```

Actions_LIFEs_PR=st_read("Actions_LIFEs_PR.shp")

# 2. Dissolution de la couche issue des actions
Actions_LIFEs_PR = Actions_LIFEs_PR %>% summarize ()

# 3. Union des Actions des LIFEs avec la zone de déplacement
Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff=rbind(Actions_LIFEs_PR,Zone_deplacement_PR_diff)

# 4. Dissolution de la couche issue de l'union des actions avec les ELB déjà présents
Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff = Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff %>% summarize()

# 5. Tampon de la moitié de l'espace maximal (2,5m) entre elements ligneux, donc 1,25m
Zone_deplacement_LIFEs_PR_buff=st_buffer(Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff, dist=1.25)

# 6. Union des zones de chasse et déplacement
Zone_jointe_LIFEs_PR=rbind(Zone_Chasse_PR_buff,Zone_deplacement_LIFEs_PR_buff)

# 7. Repetition de la sequence de traitement d'avant-LIFEs
Zone_jointe_LIFEs_PR=Zone_jointe_LIFEs_PR %>% summarize()
Zone_jointe_LIFEs_PR=st_cast(Zone_jointe_LIFEs_PR, "POLYGON")
st_write(Zone_jointe_LIFEs_PR,"Zone_jointe_LIFEs_PR.shp",overwrite=TRUE)
Polygone_2_LIFEs_PR=gIntersection(Zone_jointe_LIFEs_PR_sp,Tampon_2_PR_sp,byid=TRUE)
Polygone_2_LIFEs_PR=as(Polygone_2_LIFEs_PR,"sf")
st_write(Polygone_2_LIFEs_PR,"Polygone_2_LIFEs_PR.shp")
# * Selection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche dans QGIS*
Polygone_col_2_LIFEs_PR=st_read("Polygone_col_2_LIFEs_PR.shp")
Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff_sp=as(Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff,"Spatial")
Polygone_col_2_LIFEs_PR_sp=as(Polygone_col_2_LIFEs_PR,"Spatial")
Zone_Deplacement_2_LIFEs_PR=gIntersection(Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff_sp,Polygone_col_2_LIFEs
_PR_sp,byid=TRUE)
Zone_Deplacement_2_LIFEs_PR=as(Zone_Deplacement_2_LIFEs_PR,"sf")
st_write(Zone_Deplacement_2_PR,"Zone_deplacement_2_LIFEs_PR.shp")

}

##### C. Creation des zones de chasse et de déplacement potentiellement accessibles apres-LIFEs

if{

# 1. Conversion des zones de chasses et de déplacement "sf" --> "sp"
Zone_Chasse_PR_diff_sp=as(Zone_Chasse_PR_diff,"Spatial")
Zone_deplacement_PR_diff_sp=as(Zone_deplacement_LIFEs_PR_diff,"Spatial")

# 2. Decoupage des zones de chasses et de déplacement apres-LIFES selon les tampons des colonies
Zone_chasse_LIFEs_col1_PR=gIntersection(Zone_Chasse_PR_diff_sp,Tampon_1_PR_sp,byid=TRUE)
Zone_deplacement_LIFEs_col1_PR=gIntersection(Zone_deplacement_PR_diff_sp,Tampon_1_PR_sp,byid=TR
UE)
Zone_chasse_LIFEs_col2_PR=gIntersection(Zone_Chasse_PR_diff_sp,Tampon_2_PR_sp,byid=TRUE)
Zone_deplacement_LIFEs_col2_PR=gIntersection(Zone_deplacement_PR_diff_sp,Tampon_2_PR_sp,byid=TR
UE)

# 3. Conversion des zones de chasses et de déplacement "sp" --> "sf"
Zone_chasse_LIFEs_col1_PR = as(Zone_chasse_LIFEs_col1_PR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col1_PR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col1_PR,"sf")
Zone_chasse_LIFEs_col2_PR = as(Zone_chasse_LIFEs_col2_PR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col2_PR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col2_PR,"sf")

# 4. Export des couches de zones de chasse et de déplacement accessibles et non accessibles au depart de la
colonie apres-LIFEs
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col1_PR,"Zone_chasse_LIFEs_col1_PR.shp")

```

```

st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col1_PR,"Zone_deplacement_LIFEs_col1_PR.shp")
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col2_PR,"Zone_chasse_LIFEs_col2_PR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col2_PR,"Zone_deplacement_LIFEs_col2_PR.shp")

}

```

Annexe n°11 : Code RStudio réalisé pour le calcul des métriques relatives au Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*).

```

#### TFE - Calcul metriques - Grand rhinolophe ####
#

rm(list=ls())

# Installation des packages et chargement des librairies

if{

  install.packages("sf")
  install.packages("sp")
  install.packages("raster")
  install.packages("rgdal")
  install.packages("dplyr")
  install.packages("units")
  install.packages("purrr")
  install.packages("lwgeom")
  install.packages("gdalUtils")
  install.packages("fasterize")
  install.packages("rgeos")
  install.packages("colourvalues")

  # Chargement des librairies
  library(sf)
  library(sp)
  library(raster)
  library(rgdal)
  library(dplyr)
  library(units)
  library(purrr)
  library(lwgeom)
  library(gdalUtils)
  library(fasterize)
  library(rgeos)
  library(colourvalues)

}

#####
# Distance moyenne
#####

#### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

```

```
setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Grand_rhinolophe/Distance_moyenne")
```

```
Localisations_GR=st_read("Localisations_GR.shp")  
st_crs(Localisations_GR)=31370
```

```
# 1. Recuperation de la grille 1x1 km² du « Plan restauration » du LIFE « Pays Mosan »  
Tuile_Plan_restauracion=st_read("Tuile_Plan_restauracion.shp")  
st_crs(Tuile_Plan_restauracion)=31370
```

```
# 2. *Isolement des ELB specifiques dans QGIS*
```

```
ELB_GR=st_read("ELB_GR.shp")  
st_crs(ELB_GR)=31370  
Proj_31370=st_crs(ELB_GR)
```

```
# 3. Creation d'une couche pour chaque categorie d'ELB
```

```
query = ELB_GR$targeted_c == "agglomerated trees"
```

```
ELB_GR_Ag_tr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
```

```
st_crs(ELB_GR_Ag_tr)=31370
```

```
query = ELB_GR$targeted_c == "aligned trees"
```

```
ELB_GR_Al_tr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
```

```
st_crs(ELB_GR_Al_tr)=31370
```

```
query = ELB_GR$targeted_c == "grove"
```

```
ELB_GR_Gr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
```

```
st_crs(ELB_GR_Gr)=31370
```

```
query = ELB_GR$targeted_c == "hedge"
```

```
ELB_GR_He = dplyr::filter(ELB_GR,query)
```

```
st_crs(ELB_GR_He)=31370
```

```
query = ELB_GR$targeted_c == "isolated tree"
```

```
ELB_GR_Is_tr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
```

```
st_crs(ELB_GR_Is_tr)=31370
```

```
query = ELB_GR$targeted_c == "shrub"
```

```
ELB_GR_Sh = dplyr::filter(ELB_GR,query)
```

```
st_crs(ELB_GR_Sh)=31370
```

```
# 4. Creation d'une couche des tuiles d'interet
```

```
Tampon_GR=st_buffer(Localisations_GR, dist=2500)
```

```
Tampon_GR=Tampon_GR %>% summarize()
```

```
st_crs(Tampon_GR)=31370
```

```
Tuile_GR=filter(Tuile_Plan_restauracion,st_intersects(Tuile_Plan_restauracion,Tampon_GR,sparse = F))
```

```
Tuile_GR <- dplyr::rename(Tuile_GR, "zone" = "Num" )
```

```
ext_Tuile_GR=extent(Tuile_GR)
```

```
# 5. Creation d'un raster reference
```

```
r_ELB_GR=raster()
```

```
extent(r_ELB_GR)=ext_Tuile_GR
```

```
projection(r_ELB_GR)=Proj_31370$wkt
```

```
res(r_ELB_GR)=20
```

```
# 6.Rasteurisation des couches des categories d'ELB selon le raster reference
```

```
raster_ELB_GR_Ag_tr=rasterize(ELB_GR_Ag_tr,r_ELB_GR,1)
```

```
raster_ELB_GR_Al_tr=rasterize(ELB_GR_Al_tr,r_ELB_GR,1)
```

```
raster_ELB_GR_Gr=rasterize(ELB_GR_Gr,r_ELB_GR,1)
```

```

raster_ELB_GR_He=rasterize(ELB_GR_He,r_ELB_GR,1)
raster_ELB_GR_Is_tr=rasterize(ELB_GR_Is_tr,r_ELB_GR,1)
raster_ELB_GR_Sh=rasterize(ELB_GR_Sh,r_ELB_GR,1)

# 7. Calcul des distances des categories d'ELB
dELB_GR_Ag_tr=raster::distance(raster_ELB_GR_Ag_tr)
extent(dELB_GR_Ag_tr)=ext_Tuile_GR
dELB_GR_Al_tr=raster::distance(raster_ELB_GR_Al_tr)
extent(dELB_GR_Al_tr)=ext_Tuile_GR
dELB_GR_Gr=raster::distance(raster_ELB_GR_Gr)
extent(dELB_GR_Gr)=ext_Tuile_GR
dELB_GR_He=raster::distance(raster_ELB_GR_He)
extent(dELB_GR_He)=ext_Tuile_GR
dELB_GR_Is_tr=raster::distance(raster_ELB_GR_Is_tr)
extent(dELB_GR_Is_tr)=ext_Tuile_GR
dELB_GR_Sh=raster::distance(raster_ELB_GR_Sh)
extent(dELB_GR_Sh)=ext_Tuile_GR

# 8. Rasteurisation des tuiles
raster_Tuile_GR=fasterize(Tuile_GR,dELB_GR_Ag_tr,"zone")

# 9. Calcul des statistiques par tuile (mask pour ne pas prendre en compte les elements hors-zone)
dELB_GR_Ag_tr<-mask(dELB_GR_Ag_tr,Tampon_GR)
dELB_GR_Al_tr<-mask(dELB_GR_Al_tr,Tampon_GR)
dELB_GR_Gr<-mask(dELB_GR_Gr,Tampon_GR)
dELB_GR_He<-mask(dELB_GR_He,Tampon_GR)
dELB_GR_Is_tr<-mask(dELB_GR_Is_tr,Tampon_GR)
dELB_GR_Sh<-mask(dELB_GR_Sh,Tampon_GR)

ELB_GR_Ag_tr_Di_mo=zonal(dELB_GR_Ag_tr,raster_Tuile_GR, fun='mean')
ELB_GR_Al_tr_Di_mo=zonal(dELB_GR_Al_tr,raster_Tuile_GR, fun='mean')
ELB_GR_Gr_Di_mo=zonal(dELB_GR_Gr,raster_Tuile_GR, fun='mean')
ELB_GR_He_Di_mo=zonal(dELB_GR_He,raster_Tuile_GR, fun='mean')
ELB_GR_Is_tr_Di_mo=zonal(dELB_GR_Is_tr,raster_Tuile_GR, fun='mean')
ELB_GR_Sh_Di_mo=zonal(dELB_GR_Sh,raster_Tuile_GR, fun='mean')

write.table(ELB_GR_Ag_tr_Di_mo, "ELB_GR_Ag_tr_Stat.csv")
write.table(ELB_GR_Al_tr_Di_mo, "ELB_GR_Al_tr_Stat.csv")
write.table(ELB_GR_Gr_Di_mo, "ELB_GR_Gr_Stat.csv")
write.table(ELB_GR_He_Di_mo, "ELB_GR_He_Stat.csv")
write.table(ELB_GR_Is_tr_Di_mo, "ELB_GR_Is_tr_Stat.csv")
write.table(ELB_GR_Sh_Di_mo, "ELB_GR_Sh_Stat.csv")

ELB_GR_Ag_tr_Stat<-read.csv("ELB_GR_Ag_tr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_GR_Al_tr_Stat<-read.csv("ELB_GR_Al_tr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_GR_Gr_Stat<-read.csv("ELB_GR_Gr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_GR_He_Stat<-read.csv("ELB_GR_He_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_GR_Is_tr_Stat<-read.csv("ELB_GR_Is_tr_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
ELB_GR_Sh_Stat<-read.csv("ELB_GR_Sh_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")

ELB_GR_Ag_tr_Stat <- dplyr::rename(ELB_GR_Ag_tr_Stat, "Moy_Ag_tr" = "mean" )
ELB_GR_Al_tr_Stat <- dplyr::rename(ELB_GR_Al_tr_Stat, "Moy_Al_tr" = "mean" )
ELB_GR_Gr_Stat <- dplyr::rename(ELB_GR_Gr_Stat, "Moy_Gr" = "mean" )
ELB_GR_He_Stat <- dplyr::rename(ELB_GR_He_Stat, "Moy_He" = "mean" )
ELB_GR_Is_tr_Stat <- dplyr::rename(ELB_GR_Is_tr_Stat, "Moy_Is_tr" = "mean" )
ELB_GR_Sh_Stat <- dplyr::rename(ELB_GR_Sh_Stat, "Moy_Sh" = "mean" )

```

```

# 10. Decoupage de la couche foret de Nicolas Latte
Essences_for=raster("TreeSpeciesMaks_Wallonia_31370.tif")
Essences_for_GR<-crop(Essences_for,r_ELB_GR)
writeRaster(Essences_for_GR,"Essences_for_GR.tif",overwrite=TRUE)

# 11. * Creation d'un raster binaire feuillu(1)/autre(0) sur QGIS*

Feuillu_GR=raster("Feuillu_GR.tif")
extent(Feuillu_GR)=ext_Tuille_GR
Feuillu_GR[is.na(Feuillu_GR[])] <- 0

# 12. Calcul du recouvrement feuillu par tuile (mask pour ne pas prendre en compte les elements hors-zone)
Feuillu_GR<-mask(Feuillu_GR,Tampon_GR)
raster_Tuille_GR=fasterize(Tuille_GR,Feuillu_GR,"zone")
Recouvrement_feuillu_GR=zonal(Feuillu_GR,raster_Tuille_GR, fun='mean',digit=0,na.rm=TRUE)
write.table(Recouvrement_feuillu_GR, "Recouvrement_feuillu_GR_Stat.csv")
Recouvrement_feuillu_GR_Stat<-read.csv("Recouvrement_feuillu_GR_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ",
dec = ".")
Recouvrement_feuillu_GR_Stat<-dplyr::rename(Recouvrement_feuillu_GR_Stat, "Moy_Feuillu" = "mean" )

# 13. Jointure des resultats
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR,ELB_GR_Ag_tr_Stat, by = "zone")
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,ELB_GR_Al_tr_Stat, by = "zone")
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,ELB_GR_Gr_Stat, by = "zone")
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,ELB_GR_He_Stat, by = "zone")
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,ELB_GR_Is_tr_Stat, by = "zone")
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,ELB_GR_Sh_Stat, by = "zone")
Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs<-merge(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,Recouvrement_feuillu_GR_Stat, by =
"zone")

st_write(Tuille_GR_Stat_avant_LIFEs,"Tuile_GR_Stat_avant_LIFEs.shp", overwrite=TRUE)

# 14. * Attribution des cotes a partir des quartiles et mise en page sur QGIS *
}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

if{

# 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*

Haie_Pays_Mosan_simple=st_read("Haie_Pays_Mosan_simple.shp")
Haie_Pays_Mosan_double=st_read("Haie_Pays_Mosan_double.shp")
Haie_Pays_Mosan_triple=st_read("Haie_Pays_Mosan_triple.shp")
Verger_Pays_Mosan=st_read("Verger_Pays_Mosan.shp")
Haie_Prairies_Bocageres_simple=st_read("Haie_Prairies_Bocageres_simple.shp")
Haie_Prairies_Bocageres_double=st_read("Haie_Prairies_Bocageres_double.shp")

# 2. Creation d'un tampon autour des haies plantees pour simuler leur largeur a maturite (a partir des largeurs
des haies GResentes dans le paysage identifiee par Corentin Bolyn)
summary(ELB_GR_He)
# Width : 1st Qu. = 4,567 (simple rang) - Median = 5.712 (double rang) - 3rd QU. = 6.362 (triple rang)
Haie_Pays_Mosan_simple_buff=st_buffer(Haie_Pays_Mosan_simple,dist = 2.28)
Haie_Pays_Mosan_double_buff=st_buffer(Haie_Pays_Mosan_double,dist = 2.85)

```

```

Haie_Pays_Mosan_triple_buff=st_buffer(Haie_Pays_Mosan_triple,dist = 3.18)
Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff=st_buffer(Haie_Prairies_Bocageres_simple, dist = 2.28)
Haie_Prairies_Bocageres_double_buff=st_buffer(Haie_Prairies_Bocageres_double, dist = 2.85)

```

```

# 3. Union des couches de haies des deux projets avec les haies deja presentes
Haie_Pays_Mosan_simple_buff = dplyr::select(Haie_Pays_Mosan_simple_buff,OBJECTID)
Haie_Pays_Mosan_double_buff = dplyr::select(Haie_Pays_Mosan_double_buff,OBJECTID)
Haie_Pays_Mosan_triple_buff = dplyr::select(Haie_Pays_Mosan_triple_buff,OBJECTID)
Verger_Pays_Mosan=dplyr::select(Verger_Pays_Mosan,OBJECTID)
Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff = dplyr::select(Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff,OBJECTID)
Haie_Prairies_Bocageres_double_buff = dplyr::select(Haie_Prairies_Bocageres_double_buff,OBJECTID)
ELB_GR_He <- rename(ELB_GR_He, "OBJECTID" = "fid")
ELB_GR_He = dplyr::select(ELB_GR_He,OBJECTID)

```

```

Haie_LIFEs=rbind(Haie_Pays_Mosan_simple_buff,Haie_Pays_Mosan_double_buff,Haie_Pays_Mosan_triple_b
uff,Haie_Prairies_Bocageres_simple_buff,Haie_Prairies_Bocageres_double_buff)
Haie_LIFEs=rbind(Haie_LIFEs,ELB_GR_He)
st_crs(Haie_LIFEs)=31370
ELB_GR_Ag_tr <- rename(ELB_GR_Ag_tr, "OBJECTID" = "fid")
ELB_GR_Ag_tr = dplyr::select(ELB_GR_Ag_tr,OBJECTID)
Verger_LIFEs=rbind(Verger_Pays_Mosan,ELB_GR_Ag_tr)
st_crs(Verger_LIFEs)=31370

```

```

# 4. Conversion "sf" --> "sp" des couches jointes et du tampon des colonies
Haie_LIFEs_sp=as(Haie_LIFEs,"Spatial")
Verger_LIFEs_sp=as(Verger_LIFEs,"Spatial")
Tampon_GR_sp=as(Tampon_GR,"Spatial")

```

```

# 5. Decoupage des zones jointes par le tampon de l'ensemble des colonies
Haie_LIFEs_sp=gIntersection(Haie_LIFEs_sp,Tampon_GR_sp,byid=TRUE)
Verger_LIFEs_sp=gIntersection(Verger_LIFEs_sp,Tampon_GR_sp,byid=TRUE)

```

```

# 6. Conversion "sp" --> "sf" de la couche des haies
Haie_LIFEs=as(Haie_LIFEs_sp,"sf")
Verger_LIFEs=as(Verger_LIFEs_sp,"sf")

```

```

# 7. Repetition de la sequence de traitement d'avant-LIFEs
raster_Haie_LIFEs=rasterize(Haie_LIFEs,r_ELB_GR,1)
dHaie_LIFEs=raster::distance(raster_Haie_LIFEs)
extent(dHaie_LIFEs)=ext_Tuile_GR
dHaie_LIFEs<-mask(dHaie_LIFEs,Tampon_GR)
Haie_LIFEs_Di_mo=zonal(dHaie_LIFEs,raster_Tuile_GR, fun='mean')
write.table(Haie_LIFEs_Di_mo, "Haie_LIFEs_Stat.csv")
Haie_LIFEs_Stat<-read.csv("Haie_LIFEs_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
Haie_LIFEs_Stat <- dplyr::rename(Haie_LIFEs_Stat, "Moy_He_apres_LIFEs" = "mean" )
Tuile_GR_Stat_apres_LIFEs<-merge(Tuile_GR,Haie_LIFEs_Stat, by = "zone")

```

```

raster_Verger_LIFEs=rasterize(Verger_LIFEs,r_ELB_GR,1)
dVerger_LIFEs=raster::distance(raster_Verger_LIFEs)
extent(dVerger_LIFEs)=ext_Tuile_GR
dVerger_LIFEs<-mask(dVerger_LIFEs,Tampon_GR)
Verger_LIFEs_Di_mo=zonal(dVerger_LIFEs,raster_Tuile_GR, fun='mean')
write.table(Verger_LIFEs_Di_mo, "Verger_LIFEs_Stat.csv")
Verger_LIFEs_Stat<-read.csv("Verger_LIFEs_Stat.csv", header = TRUE, sep=" ", dec = ".")
Verger_LIFEs_Stat <- dplyr::rename(Verger_LIFEs_Stat, "Moy_Ag_tr_apres_LIFEs" = "mean" )
Tuile_GR_Stat_apres_LIFEs<-merge(Tuile_GR_Stat_apres_LIFEs,Verger_LIFEs_Stat, by = "zone")

```

```

st_write(Tuile_GR_Stat_apres_LIFEs,"Tuile_GR_Stat_apres_LIFEs.shp", overwrite=TRUE)

# 8. * Attribution des cotes a partir des quartiles et mise en page sur QGIS *

}

#####
# Force de l'element
#####

##### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

  rm(list=ls())

  setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Grand_rhinolophe/Force_element")

  # 1. *Isolement des ELB specifiques dans QGIS*

  ELB_GR=st_read("ELB_GR.shp")
  st_crs(ELB_GR)=31370
  Proj_31370=st_crs(ELB_GR)

  # 2. Creation d'un centroide pour chaque ELB individuel
  ELB_GR_Cent=st_centroid(ELB_GR)
  st_write(ELB_GR_Cent,"ELB_GR_Cent.shp")

  # 3. *Creation d'un tampon multiple de 5x500m pour chaque colonie dans QGIS via "MultiRingBuffer"*

  # 4. *Creation d'une cote basee sur l'inverse des distances à la colonie dans QGIS*

  # 5. *Jointure spatiale des informations entre les multi-tampons et les centroides dans QGIS*

  # 6. *Suppression des ELB dont la cote est nulle (exterieurs au tampon multiple) dans QGIS*

  Multi_buffer_cent_GR=st_read("Multi_buffer_cent_GR.shp")
  st_crs(Multi_buffer_cent_GR)=31370

  # 7. Jointure des informations entre les ELB et les centroides
  ELB_GR_Buffer_Cent_Stat = merge.data.frame (ELB_GR, Multi_buffer_cent_GR, by = "fid")
  st_write(ELB_GR_Buffer_Cent_Stat,"ELB_GR_Buffer_Cent_stat.shp")

  # 8. * Attribution d'une cote et mise en page dans QGIS*

}

##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs

if{

  # 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*

  Actions_LIFEs_GR=st_read("Actions_LIFEs_GR.shp")

```

```

# 2. Creation d'un centroide pour chaque action des LIFEs
Actions_LIFEs_Cent_GR=st_centroid(Actions_LIFEs_GR)
st_write(Actions_LIFEs_Cent_GR,"Actions_LIFEs_Cent_GR.shp")

# 3. *Jointure spatiale des informations avec le tampon multiple créé au préalable dans QGIS*

# 4. *Suppression des actions dont la cote est nulle (extérieurs au tampon multiple) dans QGIS*

Multi_buffer_Actions_Cent_GR=st_read("Multi_buffer_Actions_Cent_GR.shp")
st_crs(Multi_buffer_Actions_Cent_GR)=31370

# 5. Jointure des informations entre les actions des LIFEs et les centroides
Actions_GR_Buffer_Cent_Stat = merge.data.frame (Actions_LIFEs_GR, Multi_buffer_Actions_Cent_GR, by
= "ok")
st_write(Actions_GR_Buffer_Cent_Stat,"Actions_GR_Buffer_Cent_stat.shp")

# 6. * Attribution des cotes sur base de la somme des cotes relatives au tampon multiple et mise en page dans
QGIS*

}

#####
# Connectivite equivalente
#####

##### A. Creation de l'etat des lieux avant-LIFEs

if{

rm(list=ls())

setwd("C:/Users/ux360/Desktop/TFE_SIG/TFE/Grand_rhinolophe/Connectivite_equivalente")

# 1. *Selection des ELB specifiques dans QGIS*

ELB_GR=st_read("ELB_GR.shp")
st_crs(ELB_GR)=31370

# 2. Creation d'un tampon de 2500m
Colonies_GR=st_read("Colonies_GR.shp")
st_crs(Colonies_GR)=31370
Tampon_GR=st_buffer(Colonies_GR, dist=2500)
Tampon_GR=Tampon_GR %>% summarize()
st_crs(Tampon_GR)=31370

# 3. Creation d'une couche pour chaque categorie d'ELB
query = ELB_GR$targeted_c == "aligned trees"
ELB_GR_AI_tr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
st_crs(ELB_GR_AI_tr)=31370
query = ELB_GR$targeted_c == "hedge"
ELB_GR_He = dplyr::filter(ELB_GR,query)
st_crs(ELB_GR_He)=31370
query = ELB_GR$targeted_c == "grove"
ELB_GR_Gr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
ELB_GR_Gr = dplyr::select(ELB_GR_Gr,fid)
st_crs(ELB_GR_Gr)=31370

```

```

query = ELB_GR$targeted_c == "agglomerated trees"
ELB_GR_Ag_tr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
ELB_GR_Ag_tr = dplyr::select(ELB_GR_Ag_tr,fid)
st_crs(ELB_GR_Ag_tr)=31370
query = ELB_GR$targeted_c == "isolated tree"
ELB_GR_Is_tr = dplyr::filter(ELB_GR,query)
st_crs(ELB_GR_Is_tr)=31370
query = ELB_GR$targeted_c == "shrub"
ELB_GR_Sh = dplyr::filter(ELB_GR,query)
st_crs(ELB_GR_Sh)=31370

# 4. Creation d'une couche des zones de deplacement (ELB a l'exception des vergers et bosquets)
Zone_deplacement_GR=rbind(ELB_GR_AI_tr,ELB_GR_He,ELB_GR_Is_tr,ELB_GR_Sh)
Zone_deplacement_GR = Zone_deplacement_GR %>% summarize()

# 5. Creation d'une couche des zones de chasse (vergers, bosquets et forets)
Foret_GR=st_read("Foret_GR.shp")
st_crs(Foret_GR)=31370

Zone_Chasse_GR=rbind(ELB_GR_Gr,ELB_GR_Ag_tr,Foret_GR)
Zone_Chasse_GR=Zone_Chasse_GR %>% summarize()

# 6. Creation d'un tampon externe au tampon des colonies pour eliminer les ELB et forets hors-zones
Tampon_GR_ext=st_buffer(Colonies_GR, dist=10000)
Tampon_GR_ext=Tampon_GR_ext %>% summarize()
Tampon_ext=st_difference(Tampon_GR_ext,Tampon_GR)

# 7. Elimination des ELB et forêts en dehors des tampons des colonies (hors-zones)
Zone_Chasse_GR_diff=st_difference(Zone_Chasse_GR,Tampon_ext)
Zone_deplacement_GR_diff=st_difference(Zone_deplacement_GR,Tampon_ext)

# 8. Tampon de la moitie de l'espace maximal (38m) entre elements ligneux, donc 1,25m
Zone_Chasse_GR_buff=st_buffer(Zone_Chasse_GR_diff, dist=5)
Zone_deplacement_GR_buff=st_buffer(Zone_deplacement_GR_diff, dist=30)

# 9. Union des zones de chasse et deplacement
Zone_jointe_GR=rbind(Zone_Chasse_GR_buff,Zone_deplacement_GR_buff)

# 10. Dissolution de la couche issue de l'union des zones de chasse et de deplacement
Zone_jointe_GR=Zone_jointe_GR %>% summarize()

# 11. Conversion "Multi-polygone" - "Polygone"
Zone_jointe_GR=st_cast(Zone_jointe_GR, "POLYGON")

# 12. Creation d'une couche de points pour chaque colonie
query = Colonies_GR$TOPO == "Maison, HANSEZ 25"
Colonie_1_GR = dplyr::filter(Colonies_GR,query)
query = Colonies_GR$TOPO == "Chapelle du Château de FRAIPONT"
Colonie_2_GR = dplyr::filter(Colonies_GR,query)
query = Colonies_GR$TOPO == "EGLISE SAINT-DONAT"
Colonie_3_GR = dplyr::filter(Colonies_GR,query)
query = Colonies_GR$TOPO == "EGLISE SAINT-NICOLAS"
Colonie_4_GR = dplyr::filter(Colonies_GR,query)
query = Colonies_GR$TOPO == "Maison Espagnole"
Colonie_5_GR = dplyr::filter(Colonies_GR,query)
query = Colonies_GR$TOPO == "Ch teau de MONTRIVAL"

```

```
Colonie_6_GR = dplyr::filter(Colonies_GR,query)
```

```
# 13. Creation d'un tampon de 2500m pour chaque colonie
```

```
Tampon_1_GR=st_buffer(Colonie_1_GR, dist=2500)
```

```
Tampon_2_GR=st_buffer(Colonie_2_GR, dist=2500)
```

```
Tampon_3_GR=st_buffer(Colonie_3_GR, dist=2500)
```

```
Tampon_4_GR=st_buffer(Colonie_4_GR, dist=2500)
```

```
Tampon_5_GR=st_buffer(Colonie_5_GR, dist=2500)
```

```
Tampon_6_GR=st_buffer(Colonie_6_GR, dist=2500)
```

```
# 14. Conversion "sf" --> "sp" de la couche jointe et des tampons
```

```
Zone_jointe_GR_sp=as(Zone_jointe_GR,"Spatial")
```

```
Tampon_1_GR_sp=as(Tampon_1_GR,"Spatial")
```

```
Tampon_2_GR_sp=as(Tampon_2_GR,"Spatial")
```

```
Tampon_3_GR_sp=as(Tampon_3_GR,"Spatial")
```

```
Tampon_4_GR_sp=as(Tampon_4_GR,"Spatial")
```

```
Tampon_5_GR_sp=as(Tampon_5_GR,"Spatial")
```

```
Tampon_6_GR_sp=as(Tampon_6_GR,"Spatial")
```

```
# 15. Decoupage de la zone jointe pour chaque colonie
```

```
Polygone_1_GR=gIntersection(Zone_jointe_GR_sp,Tampon_1_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_2_GR=gIntersection(Zone_jointe_GR_sp,Tampon_2_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_3_GR=gIntersection(Zone_jointe_GR_sp,Tampon_3_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_4_GR=gIntersection(Zone_jointe_GR_sp,Tampon_4_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_5_GR=gIntersection(Zone_jointe_GR_sp,Tampon_5_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_6_GR=gIntersection(Zone_jointe_GR_sp,Tampon_6_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
# 16. Conversion "sp" --> "sf" des couches Polygone
```

```
Polygone_1_GR=as(Polygone_1_GR,"sf")
```

```
Polygone_2_GR=as(Polygone_2_GR,"sf")
```

```
Polygone_3_GR=as(Polygone_3_GR,"sf")
```

```
Polygone_4_GR=as(Polygone_4_GR,"sf")
```

```
Polygone_5_GR=as(Polygone_5_GR,"sf")
```

```
Polygone_6_GR=as(Polygone_6_GR,"sf")
```

```
st_write(Polygone_1_GR,"Polygone_1_GR_ter.shp")
```

```
st_write(Polygone_2_GR,"Polygone_2_GR.shp")
```

```
st_write(Polygone_3_GR,"Polygone_3_GR.shp")
```

```
st_write(Polygone_4_GR,"Polygone_4_GR.shp")
```

```
st_write(Polygone_5_GR,"Polygone_5_GR.shp")
```

```
st_write(Polygone_6_GR,"Polygone_6_GR.shp")
```

```
# 17. * Selection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche dans QGIS*
```

```
# 18. Conversion "sf" --> "sp" des couches de polygone individuel pour chaque colonie et des couches de  
chasse et de déplacement
```

```
Polygone_col_1_GR=st_read("Polygone_col_1_GR.shp")
```

```
Polygone_col_2_GR=st_read("Polygone_col_2_GR.shp")
```

```
Polygone_col_3_GR=st_read("Polygone_col_3_GR.shp")
```

```
Polygone_col_4_GR=st_read("Polygone_col_4_GR.shp")
```

```
Polygone_col_5_GR=st_read("Polygone_col_5_GR.shp")
```

```
Polygone_col_6_GR=st_read("Polygone_col_6_GR.shp")
```

```
Zone_Chasse_GR_diff_sp=as(Zone_Chasse_GR_diff,"Spatial")
```

```
Zone_deplacement_GR_diff_sp=as(Zone_deplacement_GR_diff,"Spatial")
```

```
Polygone_col_1_GR_sp=as(Polygone_col_1_GR,"Spatial")
```

```
Polygone_col_2_GR_sp=as(Polygone_col_2_GR,"Spatial")
Polygone_col_3_GR_sp=as(Polygone_col_3_GR,"Spatial")
Polygone_col_4_GR_sp=as(Polygone_col_4_GR,"Spatial")
Polygone_col_5_GR_sp=as(Polygone_col_5_GR,"Spatial")
Polygone_col_6_GR_sp=as(Polygone_col_6_GR,"Spatial")
```

```
# 19. Decoupage des zones de chasse et de déplacement par les polygones individuels de chaque colonie
Zone_Chasse_1_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Polygone_col_1_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_1_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Polygone_col_1_GR_sp,byid=TRUE)
Zone_Chasse_2_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Polygone_col_2_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_2_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Polygone_col_2_GR_sp,byid=TRUE)
Zone_Chasse_3_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Polygone_col_3_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_3_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Polygone_col_3_GR_sp,byid=TRUE)
Zone_Chasse_4_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Polygone_col_4_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_4_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Polygone_col_4_GR_sp,byid=TRUE)
Zone_Chasse_5_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Polygone_col_5_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_5_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Polygone_col_5_GR_sp,byid=TRUE)
Zone_Chasse_6_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Polygone_col_6_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_6_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Polygone_col_6_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
# 20. Conversion "sp" --> "sf" des couches des couches de zones de chasse et de déplacement accessible au
depart de la colonie
```

```
Zone_Chasse_1_GR=as(Zone_Chasse_1_GR,"sf")
Zone_Deplacement_1_GR=as(Zone_Deplacement_1_GR,"sf")
Zone_Chasse_2_GR=as(Zone_Chasse_2_GR,"sf")
Zone_Deplacement_2_GR=as(Zone_Deplacement_2_GR,"sf")
Zone_Chasse_3_GR=as(Zone_Chasse_3_GR,"sf")
Zone_Deplacement_3_GR=as(Zone_Deplacement_3_GR,"sf")
Zone_Chasse_4_GR=as(Zone_Chasse_4_GR,"sf")
Zone_Deplacement_4_GR=as(Zone_Deplacement_4_GR,"sf")
Zone_Chasse_5_GR=as(Zone_Chasse_5_GR,"sf")
Zone_Deplacement_5_GR=as(Zone_Deplacement_5_GR,"sf")
Zone_Chasse_6_GR=as(Zone_Chasse_6_GR,"sf")
Zone_Deplacement_6_GR=as(Zone_Deplacement_6_GR,"sf")
```

```
# 21. Export des couches de zones de chasse et de déplacement accessible au départ de la colonie
```

```
st_write(Zone_Chasse_1_GR,"Zone_Chasse_1_GR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_1_GR,"Zone_deplacement_1_GR.shp")
st_write(Zone_Chasse_2_GR,"Zone_Chasse_2_GR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_2_GR,"Zone_deplacement_2_GR.shp")
st_write(Zone_Chasse_3_GR,"Zone_Chasse_3_GR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_3_GR,"Zone_deplacement_3_GR.shp")
st_write(Zone_Chasse_4_GR,"Zone_Chasse_4_GR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_4_GR,"Zone_deplacement_4_GR.shp")
st_write(Zone_Chasse_5_GR,"Zone_Chasse_5_GR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_5_GR,"Zone_deplacement_5_GR.shp")
st_write(Zone_Chasse_6_GR,"Zone_Chasse_6_GR.shp")
st_write(Zone_Deplacement_6_GR,"Zone_deplacement_6_GR.shp")
```

```
}
```

```
##### B. Creation de l'etat des lieux apres-LIFEs
```

```
if{
```

```
# 1. *Isolement des actions des LIFEs benefiques a l'espece sur QGIS*
```

```
# Dans le cas du GR, uniquement des actions contribuant à la zone de déplacement pour les colonies 1 et 6 et  
aux zones de chasse de la colonie 2
```

```
Haies_LIFEs_GR=st_read("Haies_LIFEs_GR.shp")
```

```
Vergers_LIFEs_GR=st_read("Vergers_LIFEs_GR.shp")
```

```
# 2. Dissolution de la couche issue des actions
```

```
Haies_LIFEs_GR=Haies_LIFEs_GR %>% summarize()
```

```
Vergers_LIFEs_GR=Vergers_LIFEs_GR %>% summarize()
```

```
# 3. Union des Actions des LIFEs avec les zones de chasse et de déplacement
```

```
Zone_deplacement_GR_diff=Zone_deplacement_GR_diff %>% summarize()
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff=rbind(Haies_LIFEs_GR,Zone_deplacement_GR_diff)
```

```
Zone_Chasse_GR_diff=Zone_Chasse_GR_diff %>% summarize()
```

```
Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff=rbind(Vergers_LIFEs_GR,Zone_Chasse_GR_diff)
```

```
# 4. Dissolution de la couche issue de l'union des actions avec les ELB déjà présents
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff=Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff %>% summarize()
```

```
Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff=Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff %>% summarize()
```

```
# 5. Tampon de la moitié de l'espacement maximal (38m) entre éléments linéaires, donc 19m
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_GR_buff=st_buffer(Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff, dist=19)
```

```
Zone_Chasse_LIFEs_GR_buff=st_buffer(Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff, dist=19)
```

```
# 6. Union des zones de chasse et déplacement
```

```
Zone_jointe_LIFEs_GR=rbind(Zone_Chasse_LIFEs_GR_buff,Zone_deplacement_LIFEs_GR_buff)
```

```
# 7. Répétition de la séquence de traitement d'avant-LIFEs
```

```
Zone_jointe_LIFEs_GR=Zone_jointe_LIFEs_GR %>% summarize()
```

```
Zone_jointe_LIFEs_GR=st_cast(Zone_jointe_LIFEs_GR, "POLYGON")
```

```
Polygone_1_LIFEs_GR=gIntersection(Zone_jointe_LIFEs_GR_sp,Tampon_1_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_1_LIFEs_GR=as(Polygone_1_LIFEs_GR,"sf")
```

```
st_write(Polygone_1_LIFEs_GR,"Polygone_1_LIFEs_GR.shp")
```

```
# * Sélection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche dans QGIS*
```

```
Polygone_col_1_LIFEs_GR=st_read("Polygone_col_1_LIFEs_GR.shp")
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff_sp=as(Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff,"Spatial")
```

```
Polygone_col_1_LIFEs_GR_sp=as(Polygone_col_1_LIFEs_GR,"Spatial")
```

```
Zone_Deplacement_1_LIFEs_GR=gIntersection(Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff_sp,Polygone_col_1_LIFEs_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_Deplacement_1_LIFEs_GR=as(Zone_Deplacement_1_LIFEs_GR,"sf")
```

```
st_write(Zone_Deplacement_1_LIFEs_GR,"Zone_deplacement_1_LIFEs_GR.shp")
```

```
Polygone_6_LIFEs_GR=gIntersection(Zone_jointe_LIFEs_GR_sp,Tampon_6_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Polygone_6_LIFEs_GR=as(Polygone_6_LIFEs_GR,"sf")
```

```
st_write(Polygone_6_LIFEs_GR,"Polygone_6_LIFEs_GR.shp")
```

```
# * Sélection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche dans QGIS*
```

```
Polygone_col_6_LIFEs_GR=st_read("Polygone_col_6_LIFEs_GR.shp")
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff_sp=as(Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff,"Spatial")
```

```
Polygone_col_6_LIFEs_GR_sp=as(Polygone_col_6_LIFEs_GR,"Spatial")
```

```
Zone_deplacement_6_LIFEs_GR=gIntersection(Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff_sp,Polygone_col_6_LIFEs
_GR_sp,byid=TRUE)
Zone_deplacement_6_LIFEs_GR=as(Zone_deplacement_6_LIFEs_GR,"sf")
st_write(Zone_deplacement_6_GR,"Zone_deplacement_6_LIFEs_GR.shp")
```

```
Polygone_2_LIFEs_GR=gIntersection(Zone_jointe_LIFEs_GR_sp,Tampon_2_GR_sp,byid=TRUE)
Polygone_2_LIFEs_GR=as(Polygone_2_LIFEs_GR,"sf")
st_write(Polygone_2_LIFEs_GR,"Polygone_2_LIFEs_GR.shp")
# * Selection du polygone qui chevauche la colonie, ou à défaut le plus proche dans QGIS*
Polygone_col_2_LIFEs_GR=st_read("Polygone_col_2_LIFEs_GR.shp")
Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff_sp=as(Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff,"Spatial")
Polygone_col_2_LIFEs_GR_sp=as(Polygone_col_2_LIFEs_GR,"Spatial")
```

```
Zone_Chasse_2_LIFEs_GR=gIntersection(Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff_sp,Polygone_col_2_LIFEs_GR_sp,by
id=TRUE)
Zone_Chasse_2_LIFEs_GR=as(Zone_Chasse_2_LIFEs_GR,"sf")
st_write(Zone_Chasse_2_GR,"Zone_Chasse_2_LIFEs_GR.shp")
```

```
}
```

```
##### C. Creation des zones de chasse et de deplacement potentiellement accessibles aGRes-LIFEs
```

```
if{
```

```
# 1. Conversion des zones de chasses et de deplacement "sf" --> "sp"
Zone_Chasse_GR_diff_sp=as(Zone_Chasse_LIFEs_GR_diff,"Spatial")
Zone_deplacement_GR_diff_sp=as(Zone_deplacement_LIFEs_GR_diff,"Spatial")
```

```
# 2. Decoupage des zones de chasses et de deplacement apres-LIFES selon les tampons des colonies
Zone_chasse_LIFEs_col1_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Tampon_1_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_col1_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Tampon_1_GR_sp,byid=T
RUE)
```

```
Zone_chasse_LIFEs_col2_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Tampon_2_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_col2_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Tampon_2_GR_sp,byid=T
RUE)
```

```
Zone_chasse_LIFEs_col3_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Tampon_3_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_col3_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Tampon_3_GR_sp,byid=T
RUE)
```

```
Zone_chasse_LIFEs_col4_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Tampon_4_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_col4_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Tampon_4_GR_sp,byid=T
RUE)
```

```
Zone_chasse_LIFEs_col5_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Tampon_5_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_col5_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Tampon_5_GR_sp,byid=T
RUE)
```

```
Zone_chasse_LIFEs_col6_GR=gIntersection(Zone_Chasse_GR_diff_sp,Tampon_6_GR_sp,byid=TRUE)
```

```
Zone_deplacement_LIFEs_col6_GR=gIntersection(Zone_deplacement_GR_diff_sp,Tampon_6_GR_sp,byid=T
RUE)
```

```
# 3. Conversion des zones de chasses et de deplacement "sp" --> "sf"
```

```
Zone_chasse_LIFEs_col1_GR = as(Zone_chasse_LIFEs_col1_GR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col1_GR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col1_GR,"sf")
Zone_chasse_LIFEs_col2_GR = as(Zone_chasse_LIFEs_col2_GR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col2_GR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col2_GR,"sf")
Zone_chasse_LIFEs_col3_GR = as(Zone_chasse_LIFEs_col3_GR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col3_GR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col3_GR,"sf")
Zone_chasse_LIFEs_col4_GR = as(Zone_chasse_LIFEs_col4_GR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col4_GR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col4_GR,"sf")
Zone_chasse_LIFEs_col5_GR = as(Zone_chasse_LIFEs_col5_GR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col5_GR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col5_GR,"sf")
Zone_chasse_LIFEs_col6_GR = as(Zone_chasse_LIFEs_col6_GR,"sf")
Zone_deplacement_LIFEs_col6_GR = as(Zone_deplacement_LIFEs_col6_GR,"sf")
```

4. Export des couches de zones de chasse et de deplacement accessibles et non accessibles au depart de la colonie aGRes-LIFEs

```
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col1_GR,"Zone_chasse_LIFEs_col1_GR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col1_GR,"Zone_deplacement_LIFEs_col1_GR.shp")
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col2_GR,"Zone_chasse_LIFEs_col2_GR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col2_GR,"Zone_deplacement_LIFEs_col2_GR.shp")
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col3_GR,"Zone_chasse_LIFEs_col3_GR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col3_GR,"Zone_deplacement_LIFEs_col3_GR.shp")
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col4_GR,"Zone_chasse_LIFEs_col4_GR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col4_GR,"Zone_deplacement_LIFEs_col4_GR.shp")
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col5_GR,"Zone_chasse_LIFEs_col5_GR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col5_GR,"Zone_deplacement_LIFEs_col5_GR.shp")
st_write(Zone_chasse_LIFEs_col6_GR,"Zone_chasse_LIFEs_col6_GR.shp")
st_write(Zone_deplacement_LIFEs_col6_GR,"Zone_deplacement_LIFEs_col6_GR.shp")
```

```
}
```

Bibliographie

- Arthur L. & Lemaire M., 2015. Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg & Suisse. *Biotope*, 544pp.
- Bentrup G., Hopwood J., Adamson N.L. & Vaughan M., 2019. Temperate agroforestry systems and insect pollinators: A review. *Forests*.
- Bergès L., Avon C., Bezombes L., Clauzel C., DufLOT R., Foltête J.C., Gaucherand S., Girardet X. & Spiegelberger T., 2020. Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. *J. Environ. Manage.* **256**, 109950.
- Boissinot A., Besnard A. & Lourdaïs O., 2019. Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France. *Agric. Ecosyst. Environ.* **269**, 51–61.
- Bolyn C., Lejeune P., Michez A. & Latte N., 2019. Automated classification of trees outside forest for supporting operational management in rural landscapes. *Remote Sens.* **11**(10).
- Carlier J., Moran J., Aughney T. & Roche N., 2019. Effects of greenway development on functional connectivity for bats. *Glob. Ecol. Conserv.* **18**, e00613.
- Dekker J., Regelink J., Jansen E., Brinkmann R. & Limpens H., 2013. Habitat use by female Geoffroy's bats (*Myotis emarginatus*) at its two northernmost maternity roosts and the implications for their conservation. *Lutra*. **56** (2), 111-120.
- Dib H., Siegwart M. & Capowiez Y., 2020. Spiders (Arachnida: Araneae) in organic apple (Rosaceae) orchards in southeastern France. *Can. Entomol.* **152**(2), 224–236.
- DufLOT R., Avon C., Roche P. & Bergès L., 2018. Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning: An applied methodological framework and a species case study. *J. Nat. Conserv.* **46**, 38–47.
- Eitel J.U.H., Höfle B., Vierling L.A., Abellán A., Asner G.P., Deems J.S., Glennie C.L., Joerg P.C., LeWinter A.L., Magney T.S., Mandlbürger G., Morton D.C., Müller J. & Vierling K.T., 2016. Beyond 3-D: The new spectrum of lidar applications for earth and ecological sciences. *Remote Sens. Environ.*
- FAO headquarters Rome, 2013. Forests and trees outside forests are essential for global food security and nutrition, Summary of the International Conference on Forests for Food Security and Nutrition. <http://www.fao.org/3/aq110e/aq110e.pdf>, (24/02/2020).
- Foltête J.C., Clauzel C., Vuidel G., 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*. **38**, 316-327.
- Forman R.T.T, 1995. Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions. *Cambridge University Press*.
- Froidevaux J.S.P., Boughey K.L., Hawkins C.L., Broyles M. & Jones G., 2019. Managing hedgerows for nocturnal wildlife: Do bats and their insect prey benefit from targeted agri-environment schemes? *J. Appl. Ecol.* **56**(7), 1610–1623.
- Goret T., 2018. Natagora modèle les paysages bocagers. *Le magazine Natagora*, **84**, 12-14. https://www.lifeprairiesbocageres.eu/fileadmin/Life/Prairies_bocageres/ArticlesPresse/20180301_Magazine_Natagora_84_LIFE.pdf, (26/2/2020).

- Jerosch S., Kramer-Schadt S., Götz M. & Roth M., 2018. The importance of small-scale structures in an agriculturally dominated landscape for the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in central Europe and implications for its conservation. *J. Nat. Conserv.* **41**, 88–96.
- Kervyn T., Lamotte S., Nyssen P. & Verschuren J., 2009. Major decline of bat abundance and diversity during the last 50 years in southern Belgium. *Belgian J. Zool.* **139**(2), 124–132.
- Krull D., Schumm A., Metzner W. & Neuweiler G., 1990. Foraging areas and foraging behavior in the notch-eared bat, *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). *ehav Ecol Sociobiol.* **28**, 247–253.
- Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J.F. & Kerbirou C., 2018. The relative effects of local and landscape characteristics of hedgerows on bats. *Diversity* **10**(3), 72.
- Lighezzolo P., 2017. La pie-grièche écorcheur au perchoir !. *Le magazine Natagora*, **79**, 6-8. https://www.lifeprairiesbocageres.eu/fileadmin/Life/Prairies_bocageres/ArticlesPresse/20170501_Magazine_Natagora_79_Pie-grieche_ecorcheur.pdf, (24/02/2020).
- Litza K. & Diekmann M., 2019. Hedgerow age affects the species richness of herbaceous forest plants. *J. Veg. Sci.* **30**(3), 553–563.
- Lucas C., Bouten W., Koma Z., Kissling W.D. & Seijmonsbergen A.C., 2019. Identification of linear vegetation elements in a rural landscape using LiDAR point clouds. *Remote Sens.* **11**(3), 292.
- Maack J., Lingenfelder M., Eilers C., Smaltschinski T., Weinacker H., Jaeger D. & Koch B., 2017. Estimating the spatial distribution, extent and potential lignocellulosic biomass supply of Trees Outside Forests in Baden-Wuerttemberg using airborne LiDAR and OpenStreetMap data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **58**, 118–125.
- Marini L., Bartomeus I., Rader R. & Lami F., 2019. Species–habitat networks: A tool to improve landscape management for conservation. *J. Appl. Ecol.*
- Maskell L.C., Botham M., Henrys P., Jarvis S., Maxwell D., Robinson D.A., Rowland C.S., Siriwardena G., Smart S., Skates J., Tebbs E.J., Tordoff G.M. & Emmett B.A., 2019. Exploring relationships between land use intensity, habitat heterogeneity and biodiversity to identify and monitor areas of High Nature Value farming. *Biol. Conserv.* **231**, 30–38.
- Mestre L., Schirmel J., Hetz J., Kolb S., Pfister S.C., Amato M., Sutter L., Jeanneret P., Albrecht M. & Entling M.H., 2018. Both woody and herbaceous semi-natural habitats are essential for spider overwintering in European farmland. *Agric. Ecosyst. Environ.* **267**, 141–146.
- Michel N., Burel F., Legendre P. & Butet A., 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecol.* **22**(8), 1241–1253.
- Motte G. & Libois R., 2002. Conservation of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein, 1800) (Mammalia: Chiroptera) in Belgium. A case study of feeding habitat requirements. *Belgian J. Zool.* **132**(1), 47–52.
- Moutou, F., Joseph-Enriquez, B., 1991. Les animaux sauvages, sentinelles de la pollution du milieu naturel ?. *Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties (Paris)*. **10**(3), 681–692.
- Nardi D., Lami F., Pantini P. & Marini L., 2019. Using species-habitat networks to inform agricultural landscape management for spiders. *Biol. Conserv.* **239**, 108275.
- Natagora, 2016. Chauves-souris : des territoires à reconnecter. *Dossier de Presse - Nuit des Chauves-Souris 2016*.

- Paquet J.Y. & Jacob J.P., 2010. Liste rouge 2010 des oiseaux nicheurs. *Atlas des Oiseaux Nicheurs de Wallonie 2001-2007*, 80-95.
- Paquet J.Y. & Jacob J.P., 2013. 50 ans d'observation des oiseaux dans les milieux agricoles de Wallonie : du constat à l'action. *Aves*, **50(3)**, 143-154.
https://www.aves.be/fileadmin/Aves/Bulletins/Articles/50_3/50-3-143.pdf, (26/2/2020).
- Pecheur E., Piqueray J., Monty A., Dufrière M. & Mahy G., 2020. The influence of ecological infrastructures adjacent to crops on their carabid assemblages in intensive agroecosystems. *PeerJ* **2020(1)**, e8094.
- Penvern S., Fernique S., Cardona A., Herz A., Ahrenfeldt E., Dufils A., Jamar L., Korsgaard M., Kruczyńska D., Matray S., Ozolina-Pole L., Porcel M., Ralle B., Steinemann B., Świergiel W., Tasin M., Telfser J., Warlop F. & Sigsgaard L., 2019. Farmers' management of functional biodiversity goes beyond pest management in organic European apple orchards. *Agric. Ecosyst. Environ.* **284**, 106555.
- Philippe A., Rouxhet S., Lambert J., Luxen P., 2008. Prairies traditionnelles d'Ardenne. *AgriNature*, **2**.
- Phillips S.B., Aneja V.P., Kang D. & Arya S.P., 2006. Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *In: International Journal of Global Environmental Issues*. Elsevier, 231–252.
- Pinaud D., Claireau F., Leuchtmann M. & Kerbirou C., 2018. Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance. *J. Appl. Ecol.* **55(6)**, 2600–2611.
- Pinto-Correia T., Primdahl J. & Pedroli B., 2018. European landscapes in transition: Implications for policy and practice, *European Landscapes in Transition: Implications for Policy and Practice*. Cambridge University Press, 1–286.
- Plieninger T., Schleyer C., Mantel M. & Hostert P., 2012. Is there a forest transition outside forests? Trajectories of farm trees and effects on ecosystem services in an agricultural landscape in Eastern Germany. *Land use policy* **29(1)**, 233–243.
- Préau C., Grandjean F., Sellier Y., Gailledrat M., Bertrand R. & Isselin-Nondedeu F., 2020. Habitat patches for newts in the face of climate change: local scale assessment combining niche modelling and graph theory. *Sci. Rep.* **10(1)**, 1–13.
- Pujar G.S., Reddy P.M., Reddy C.S., Jha C.S. & Dadhwal V.K., 2014. Estimation of trees outside forests using IRS high resolution data by object based image analysis. *In: International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 623–629.
- Rime Y., Luisier C., Arlettaz R. & Jacot A., 2020. Landscape heterogeneity and management practices drive habitat preferences of wintering and breeding birds in intensively-managed fruit-tree plantations. *Agric. Ecosyst. Environ.* **295**, 106890.
- Rossi J.P., Garcia J., Roques A. & Rousselet J., 2016. Trees outside forests in agricultural landscapes: spatial distribution and impact on habitat connectivity for forest organisms. *Landsc. Ecol.* **31(2)**, 243–254.
- Rudolph B.-U., Liegl A. & Helversen O. Von, 2009. Habitat Selection and Activity Patterns in the Greater Mouse-Eared Bat *Myotis myotis*. *Acta Chiropterologica* **11(2)**, 351.
- Samojlik T., Fedotova A., Borowik T. & Kowalczyk R., 2019. Historical data on European bison management in Białowieża Primeval Forest can contribute to a better contemporary conservation of the species. *Mammal Res.* **64(4)**, 543–557.

- Saura S. & Torné J., 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ. Model. Softw.* **24**(1), 135–139.
- Seidel D., Busch G., Krause B., Bade C., Fessel C. & Kleinn C., 2015. Quantification of Biomass Production Potentials from Trees Outside Forests—A Case Study from Central Germany. *Bioenergy Res.* **8**(3), 1344–1351.
- Simon S., Bouvier J.C., Debras J.F. & Sauphanor B., 2009. Biodiversity and pest management in orchard systems. In: *Sustainable Agriculture*. Springer Netherlands, 693–709.
- Singh K. & Chand P., 2012. Above-ground tree outside forest (TOF) phytomass and carbon estimation in the semi-arid region of southern Haryana: A synthesis approach of remote sensing and field data. *J. Earth Syst. Sci.* **121**(6), 1469–1482.
- Schmitz S. & Christians C., 1998. Quarante ans d'exécution de remembrements ruraux en Région wallonne. *Acta Geogr. Lovan.* **37**, 131–138.
- Schnell S., Aitrell D., Ståhl G. & Kleinn C., 2015a. The contribution of trees outside forests to national tree biomass and carbon stocks—a comparative study across three continents. *Environ. Monit. Assess.* **187**(1).
- Schnell S., Kleinn C. & Ståhl G., 2015b. Monitoring trees outside forests: a review. *Environ. Monit. Assess.* **187**(9).
- Straub C., Weinacker H. & Koch B., 2008. A fully automated procedure for delineation and classification of forest and non-forest vegetation based on full waveform laser scanner data. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* **37**(Part b8), 1013–1020.
- Sybertz J., Matthies S., Schaarschmidt F., Reich M. & von Haaren C., 2020. Biodiversity modelling in practice - predicting bird and woody plant species richness on farmlands. *Ecosyst. People* **16**(1), 19–34.
- Tarabon S., Bergès L., Dutoit T. & Isselin-Nondedeu F., 2019a. Environmental impact assessment of development projects improved by merging species distribution and habitat connectivity modelling. *J. Environ. Manage.* **241**, 439–449.
- Tarabon S., Bergès L., Dutoit T. & Isselin-Nondedeu F., 2019b. Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment. *J. Environ. Manage.* **243**, 340–349.
- Titeux N., Dufrene M., Radoux J., Hirzel A.H. & Defourny P., 2007. Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biol. Conserv.* **138**(1–2), 207–223.
- Titeux N., 2010. Pie-grièche écorcheur, *Lanius collurio*. *Atlas des Oiseaux Nicheurs de Wallonie 2001-2007*, 396-397.
- Van Den Berge S., Baeten L., Vanhellemont M., Ampoorter E., Proesmans W., Eeraerts M., Hermly M., Smaghe G., Vermeulen I. & Verheyen K., 2018. Species diversity, pollinator resource value and edibility potential of woody networks in the countryside in northern Belgium. *Agric. Ecosyst. Environ.* **259**, 119–126.
- Van Der Meer M., Kay S., Lüscher G. & Jeanneret P., 2020. What evidence exists on the impact of agricultural practices in fruit orchards on biodiversity? A systematic map. *Environ. Evid.* **9**(1), 2.
- Vanneste T., Govaert S., Spicher F., Brunet J., Cousins S.A.O., Decocq G., Diekmann M., Graae B.J., Hedwall P.O., Kapás R.E., Lenoir J., Liira J., Lindmo S., Litza K., Naaf T., Orczewska A., Plue J.,

- Wulf M., Verheyen K. & De Frenne P., 2020. Contrasting microclimates among hedgerows and woodlands across temperate Europe. *Agric. For. Meteorol.* **281**, 107818.
- Van Nieuwenhuysse D. & Vandekerkhove K., 1992. Caractéristiques et typologies des territoires de la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) en Lorraine belge. *Aves*, **29(3-4)**, 137-154.
- Varela E., Verheyen K., Valdés A., Soliño M., Jacobsen J.B., De Smedt P., Ehrmann S., Gärtner S., Górriz E. & Decocq G., 2018. Promoting biodiversity values of small forest patches in agricultural landscapes: Ecological drivers and social demand. *Sci. Total Environ.* **619–620**, 1319–1329.
- Zahn A., Bauer S., Kriner E. & Holzhaider J., 2010. Foraging habitats of *Myotis emarginatus* in Central Europe. *Eur. J. Wildl. Res.* **56(3)**, 395–400.
- Zingg S., Ritschard E., Arlettaz R. & Humbert J.Y., 2019. Increasing the proportion and quality of land under agri-environment schemes promotes birds and butterflies at the landscape scale. *Biol. Conserv.* **231**, 39–48.