

Université de Mons
Faculté des Sciences
Département de Biologie
LABORATOIRE DE ZOOLOGIE

Modélisation de la Diversité des Pollinisateurs en Wallonie : Analyse du Rôle de l'Habitat, de la Connectivité et des Caractéristiques Paysagères

Mémoire réalisé par **Adrien TERRYN** en vue de
l'obtention du grade de Master en Biologie des
Organismes et Écologie

Promoteur : Denis MICHEZ

Co-promoteur : William FIORDALISO

Année académique 2023-2024

Université de Mons
Faculté des Sciences
Département de Biologie
LABORATOIRE DE ZOOLOGIE

Modélisation de la Diversité des Pollinisateurs en Wallonie : Analyse du Rôle de l'Habitat, de la Connectivité et des Caractéristiques Paysagères

Mémoire réalisé par **Adrien TERRYN** en vue de
l'obtention du grade de Master en Biologie des
Organismes et Écologie

Promoteur : Denis MICHEZ

Co-promoteur : William FIORDALISO

Année académique 2023-2024

Remerciements

Je voudrai tout d'abord remercier mon superviseur Denis Michez qui m'a donné l'opportunité de réaliser ce mémoire au sein de son laboratoire. Ce fut une expérience des plus gratifiantes de pouvoir travailler sur un thème qui me tient à cœur, l'écologie, et d'avoir pu participer à un projet d'envergure européenne qu'est SAFEGUARD. Il a toujours su me conseiller et m'aiguiller dans ma tâche malgré un emploi du temps chargé.

Je voudrai également remercier mon co-superviseur, William Fiordaliso. Sans son aide, ce mémoire n'aurait pas vu le jour. Que cela soit pour la rédaction, les statistiques, l'identification de spécimens, l'organisation et le fil conducteur du travail en général. Il a toujours su m'accompagner et me conseiller dans ma tâche même parfois à des heures tardives.

Je remercie également Adam Vanbergen et Willem Proesman, membres du projet SAFEGUARD, qui ont pu nous guider et répondre à nos questions.

Un énorme merci également aux autres membres du laboratoire de Zoologie de l'Université de Mons. De par leur expertise, leur professionnalisme mais également leur bonne humeur et gentillesse, ils ont fait de cette dernière année en Biologie une expérience inoubliable.

Un remerciement tout particulier aux amis que j'ai pu me faire tout au long de mes études supérieures et à ceux qui étaient présents déjà avant. En particulier : Louis, Clémentine, Macha, Adrien, Vitto, Laurane, Caroline, Joffrey, Bastien, Luca ainsi qu'aux autres étudiants avec qui j'ai pu passer de bons moments durant toutes ces années. Mais je voudrai également remercier spécifiquement Thierry et Amélie, qui ont été mes binômes de terrain. Les moments difficiles ne se sont pas fait ressentir en leur présence. Je souhaite à tout le monde de pouvoir travailler avec des personnes comme eux.

Merci à ma famille et particulièrement mes parents et ma sœur, pour tout leur soutien. J'ai eu la chance de pouvoir réaliser mes études sans difficultés et dans un cadre familial idéal.

Enfin, merci à Nicole pour son soutien indéfectible dans tous mes projets et pour être toujours présente à mes côtés, malgré la distance. J'espère pouvoir être aussi inspirant et aimant pour toi que tu l'es pour moi.

Résumé

Les pollinisateurs offrent un service écosystémique indispensable à la reproduction de nombreuses plantes. Cependant, ceux-ci sont en danger. De nombreux facteurs mènent à leur déclin et la plupart d'entre eux proviennent de l'activité humaine. Comme facteurs de déclin, on peut citer la fragmentation et la perte d'habitats naturels.

Cette étude tend à mettre en évidence la diversité des pollinisateurs en Belgique, en se concentrant sur l'impact de l'habitat, de la connectivité et des caractéristiques du paysage.

En utilisant des données de terrain réalisées dans le cadre du projet Horizon 2020 SAFEGUARD, nous avons modélisé la présence et l'abondance de trois groupes clés de pollinisateurs : les abeilles (Hymenoptera), les syrphes (Syrphidae) et les papillons (Rhopalocera) dans les provinces du Hainaut et de Namur en Wallonie. Pour représenter ces deux régions, deux habitats semi-naturels d'intérêt ont été échantillonnés : les pelouses humides du Hainaut et les pelouses calcaires de Namur.

L'analyse a porté sur la relation entre la diversité des pollinisateurs et divers facteurs environnementaux, incluant la diversité florale, la connectivité des paysages et le paysage aux alentours en lui-même. Nos résultats soulignent l'importance de la connectivité des paysages et de certains types d'habitats dans le maintien de la diversité des pollinisateurs. La composition florale pourrait également être plus impactante que la richesse spécifique en plantes utilisée dans cette étude. De nombreuses espèces notamment de papillons ne dépendent que d'un nombre restreint de plantes ce qui les rend endémiques de certains habitats possédant ces fleurs. Une nuance est également démontrée quant au potentiel du Hainaut, région plus anthropisée que Namur qui a tout de même montré une diversité relativement intéressante notamment pour les syrphes.

L'étude termine en proposant d'autres facteurs qui pourraient également influencer la diversité de pollinisateurs comme par exemple la présence d'azote dans le sol. Ce premier aperçu pourrait donner des pistes au développement de stratégies de conservation visant à préserver les populations de pollinisateurs, indispensables aux écosystèmes naturels et à la productivité agricole.

Mots clés : Pollinisateurs, abeilles, syrphes, papillons, fleurs, pelouses calcaires, pelouses humides, diversité, paysage, connectivité, Wallonie.

Abstract

Pollinators provide an ecosystem service that is essential to the reproduction of many plants. However, pollinators are under threat. A number of factors are leading to their decline, most of them caused by human activity. These include fragmentation and loss of natural habitats.

This study aims to highlight the diversity of pollinators in Belgium, focusing on the impact of habitat, connectivity and landscape characteristics.

Using field data from the Horizon 2020 SAFEGUARD project, we modelled the presence and abundance of three key groups of pollinators: bees (Hymenoptera), hoverflies (Syrphidae) and butterflies (Rhopalocera) in the provinces of Hainaut and Namur in Wallonia. To represent these two regions, two semi-natural habitats of interest were sampled: the wet grasslands of Hainaut and the calcareous grasslands of Namur.

The analysis focused on the relationship between pollinator diversity and various environmental factors, including floral diversity, landscape connectivity and the surrounding landscape itself. Our results highlight the importance of landscape connectivity and certain types of habitat in maintaining pollinator diversity. Floral composition could also have a greater impact than the plant species richness used in this study. Many species, particularly butterflies, depend on only a small number of plants, which makes them endemic to certain habitats with these flowers. The potential of Hainaut, a more anthropised region than Namur, was also shown to be relatively interesting, particularly for hoverflies.

The study concludes by suggesting other factors that could also influence pollinator diversity, such as the presence of nitrogen in the soil. This initial overview could pave the way for the development of conservation strategies aimed at preserving pollinator populations, which are vital to natural ecosystems and agricultural productivity.

Key words: Pollinators, bees, hoverflies, butterflies, flowers, calcareous grasslands, wet grasslands, diversity, landscape, connectivity, Wallonia.

Table des matières

Remerciements.....	
Résumé.....	
Abstract.....	
1. Introduction.....	4
1.1 Le processus de pollinisation	4
1.2 Les pollinisateurs	5
1.2.1 Le choix des taxons étudiés	6
1.2.2 L'importance d'une biodiversité de pollinisateurs dans nos régions.....	11
1.2.3 Leur déclin et les potentiels effets négatifs sur l'écologie.....	12
1.3 La situation en Belgique et plus précisément en Wallonie	14
1.3.1 Les pelouses calcaires	15
1.3.2 Les pelouses humides.....	16
2. Objectifs et questions biologiques	17
3. Matériel et méthodes	18
3.1 Le projet Horizon 2020 de l'Union Européenne: SAFEGUARD	18
3.2 Les données de terrains.....	19
3.2.1 Les sites étudiés.....	19
3.2.2 La méthode d'échantillonnage	20
3.3 Digitalisation et identification des spécimens.....	22
3.4 Analyses statistiques.....	22
3.4.1 Paysage.....	23

3.4.2	Connectivité	24
3.4.3	Diversité florale	25
3.4.4	Diversité de pollinisateurs	25
4.	Résultats	27
4.1	Données d'échantillonnage	27
4.2	Paysage	28
4.3	Connectivité	30
4.4	Diversité florale.....	31
4.5	Diversité de pollinisateurs.....	32
4.5.1	Les syrphes	32
4.5.2	Abeilles :	34
4.5.3	Papillons	37
5.	Discussion	39
5.1	Paysage et connectivité.....	39
5.2	Diversité de plantes	40
5.3	Diversité pollinisateurs.....	42
5.3.1	Collecte de données.....	42
5.3.2	Quelques espèces d'intérêt mises en avant.....	45
6.	Conclusion et perspectives	54
7.	Références	55
8.	Annexes.....	70

1. Introduction

1.1 Le processus de pollinisation

L'apparition et la diversification récentes des plantes à fleurs sont, comme a pu dire Darwin , «an abominable mystery » (Friedman, 2009). En effet, les circonstances exactes de leur apparition et de leur diversification demeurent incertaines encore aujourd'hui. On estimait leur apparition à environ 140 millions d'années durant le Crétacé inférieur. Cependant, des découvertes plus récentes montrent qu'elles seraient apparues bien avant. Des spécimens fossiles de fleurs datant du Jurassique auraient été découverts en Chine et des grains de pollen datant du milieu du Trias auraient été découverts en Suisse. Leur apparition pourrait donc dater de cette période voire même d'une période encore antérieure (Moore et al., 2007; Hochuli & Feist-Burkhardt, 2013; Fu et al., 2018). L'origine des plantes à fleurs marque également l'apparition d'un service écosystémique nécessaire à leur reproduction : la pollinisation (Ollerton et al., 2011). Ce processus correspond à la mise en contact du pollen, les gamètes mâles, avec le stigmate du pistil de la fleur, l'organe reproducteur femelle. Ce contact engendre la germination du gamète en tube pollinique qui atteindra l'ovule afin de le féconder (Lord & Russell, 2002).

Pour mener à bien ce processus, il existe différents agents possibles effectuant ce transport de pollen vers le gynécée. Il y a tout d'abord les agents abiotiques comme par exemple le vent ou l'eau et ensuite, il y a les agents biotiques appelés pollinisateurs. La pollinisation abiotique ne concerne qu'une petite partie des angiospermes. Environ 87,5% des plantes à fleurs sont pollinisées par des animaux (Ollerton et al., 2011). On retrouve à la fois des pollinisateurs chez les vertébrés et les invertébrés. Ceux-ci augmentent significativement les chances de reproduction des angiospermes en amenant du pollen sur les fleurs qu'ils visitent (Midgley & Bond, 1991; Ackerman, 2000). Et de ce fait, les pollinisateurs contribuent notamment à la qualité et à la quantité de nombreuses de nos productions agricoles (Klein et al., 2007; Fijen et al., 2018; Gazzea et al., 2023).

La pollinisation n'est pas un mutualisme dans l'absolu mais plutôt de l'herbivorie tendant ,selon les cas, vers le mutualisme (Revilla & Encinas-Viso, 2015). Les pollinisateurs ne récoltent pas le pollen

de manière altruiste afin d'aider la plante à se reproduire mais ils récoltent le pollen et le nectar pour leur propre développement et celui des larves. Le pollen a une forte valeur nutritive notamment en protéines (Westerkamp, 1996; Roulston & Cane, 2000). Les plantes, quant à elles, produisent du nectar pour attirer les pollinisateurs. C'est un coût, notamment par l'énergie provenant de la photosynthèse allouée à la production de nectar ainsi que l'impact que cela a sur la capacité à produire des graines (Pyke & Ren, 2023). Mais ce nectar attire les pollinisateurs augmentant ainsi leurs chances de pollinisation (Schmidt et al., 2015; Knopper et al., 2016).

1.2 Les pollinisateurs

On retrouve des pollinisateurs notamment chez les oiseaux ou les chiroptères mais ce sont les insectes qui sont les principaux pollinisateurs des plantes à fleurs sauvages et des cultures (Klein et al., 2007; Potts et al., 2010; Ollerton et al., 2011; Wardhaugh, 2015; Vasiliev & Greenwood, 2020).

Cependant, leur efficacité dans la pollinisation dépend du groupe de pollinisateurs en question (Freitas, 2013; Roquer-Beni et al., 2022). Une étude sur les insectes visitant des fleurs de pommier a montré que la façon de manipuler la fleur avait une importance. Les individus manipulant par le haut pollinisaient mieux que ceux manipulant sur le côté. Et ce comportement de visite serait corrélé à la taille du corps et au temps de visite mais pas à la pilosité. Ils ont également constaté qu'en général, les abeilles solitaires étaient plus efficaces que les abeilles sociales. Des diptères et des coléoptères ont montré également de bons niveaux d'efficacité de pollinisation et ceux-ci ne partageaient pas les mêmes critères morphologiques et de comportement que les abeilles. Il existerait donc plusieurs manières d'être un pollinisateur efficace (Roquer-Beni et al., 2022).

De plus, ces pollinisateurs peuvent être plus ou moins spécialisés aux fleurs qu'ils viennent butiner. On remarque ça notamment chez les insectes mais aussi chez les oiseaux. Selon une étude, la préférence pour une plante serait notamment due à la couleur de la corolle et aux paternes d'UV présents sur celle-ci pour attirer à distance le pollinisateur. Il semblerait que les abeilles préfèrent les fleurs avec le centre de la corolle absorbant les UV et les bords les réfléchissant tandis que les oiseaux butinent sur des fleurs qui absorbent les UV sur toute la corolle (Papiorek et al., 2016). En plus de la couleur de la corolle, il semblerait que la forme de celle-ci est également une importance et que les angiospermes ont évolué de sorte à ce que la couleur et la forme de la fleur influencent le choix des pollinisateurs (Papiorek et al., 2016; Howard et al., 2019).

Chez les insectes, on parle de mono- ou oligolectisme, dans le cas d'une spécialisation à une espèce ou un genre de plantes et de polylectisme, dans le cas où l'animal butine sur de nombreuses espèces de fleurs provenant de nombreux genres différents (Proctor et al., 1996).

Une autre particularité chez les insectes est la communication chimique que l'on retrouve notamment dans la recherche de partenaires, d'hôtes etc. Et de ce fait, certaines plantes sont capables d'imiter ces signaux sémiocchimiques afin d'attirer des pollinisateurs sur celles-ci. On retrouve des cas d'imitation de phéromones ou de kairomones attirant des abeilles, des papillons et également des syrphes (Vereecken & McNeil, 2010; Stökl et al., 2011). Cette méthode qui attire les pollinisateurs par l'imitation de signaux sémiocchimiques est notamment retrouvée chez les orchidées. L'espèce *Epipactis veratrifolia*, par exemple, imite les phéromones de pucerons afin d'attirer des syrphes aphidiphages (Stökl et al., 2011). D'autres espèces sont capables d'imiter les phéromones sexuelles d'abeilles femelles afin d'attirer le mâle d'une espèce en particulier (Schiestl et al., 2000).

Il peut également y avoir des variables intraspécifiques dans le butinage en fonction du paysage, du sexe, de la période phénologique, etc. (Ritchie et al., 2016). Le contexte à l'échelle de la population est donc un facteur essentiel dans la dynamique de la spécialisation chez les plantes et leurs pollinisateurs (Brosi, 2016; Ritchie et al., 2016). De plus, il y a souvent une préférence pour les plantes indigènes ce qui en fait donc un facteur important dans le développement de stratégies de conservation (Ritchie et al., 2016; Mata et al., 2021). Tout cela montre la complexité de ces réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs.

1.2.1 Le choix des taxons étudiés

Cette étude utilise comme modèles les trois principaux taxons considérés comme les pollinisateurs les plus aptes à polliniser efficacement et sur de nombreuses fleurs dans nos régions (les Hyménoptères, les Syrphidae et les Rhopalocères). Rader et al. (2020) ont démontré sur une multitude de cultures que les fleurs étaient majoritairement visitées par des Hyménoptères (93%), des Diptères (72%) et des Lépidoptères (54%) (Rader et al., 2020). Parmi les diptères, une famille se démarque par son efficacité et sa diversité. Ce sont les syrphes (Syrphidae) qui comptabilisent près de 6000 espèces. En plus de visiter de nombreuses fleurs, le stade larvaire de certaines espèces est prédateur de pucerons (cf. section 1.2.2). Les papillons, quant à eux, représentent le groupe le plus diversifié de pollinisateurs au monde en prenant en compte également les Hétérocères (Menken et al., 2009; Ollerton, 2017).

Les Abeilles (Anthophila)

Les abeilles (Anthophila) forment un groupe monophylétique faisant partie de la superfamille des Apoïdes et de l'ordre des Hyménoptères. Ce groupe est constitué de plus de 20 000 espèces décrites. On dénombre 2138 espèces en Europe (Ghisbain et al., 2023). La diversité d'espèces signifie également une large diversité de traits morphologiques, de comportements, d'habitats et de distributions (Michener, 2007; Michez et al., 2019).

Les abeilles sont caractérisées par la présence de deux paires d'ailes membraneuses, antérieures et postérieures, couplées à une paire d'hamuli permettant de les accrocher ensemble lors des périodes de vol (Michener, 2007). Comme autres traits morphologiques distinctifs, on peut citer la présence de pilosité plus ou moins importante et présentant des structures ramifiées ou encore la présence de larges basitarses au niveau des pattes arrières chez les femelles pour le transport du pollen (Cane, 1979; Michez et al., 2019).

Les abeilles présentent une multitude de comportements allant d'espèces solitaires jusqu'à des espèces eusociales comme les bourdons et les abeilles domestiques. Mais la majeure partie du groupe est composée d'espèces solitaires. Les abeilles sociales ne constituent que 6% de la diversité en abeilles dans le monde (Michez et al., 2019). Cela signifie que la femelle construira son nid seule, y pondra ses œufs, et fournira un mélange de pollen et de nectar pour nourrir les futures larves, avant de mourir avant l'éclosion des œufs (Michener, 2007; Nieto et al., 2014).

La nidification est un point important dans leur écologie. Le mode de nidification dépend de l'espèce allant de nids entièrement construits par la femelle, dans des cavités préexistantes, creusés dans le sol ou le bois etc. On retrouve même des espèces faisant leur nid dans des tiges creuses ou encore des espèces dites hélicicoles c'est-à-dire faisant leur nid dans des coquilles d'escargot comme par exemple *Osmia aurulenta* (Pauly & Vereecken, 2018; Drossart et al., 2019; Michez et al., 2019). De nombreuses espèces font des nids dans le sol et la présence de sites de nidification est primordiale. En effet, le type de sol, l'exposition au soleil, l'inclinaison du site ou encore la disponibilité en ressources florales sont des facteurs qui influencent la présence de nids (Potts et al., 2005; Michez et al., 2019; Antoine & Forrest, 2021). Cependant, il y a pour le moment assez peu de données sur l'impact des conditions de nidification sur la santé des communautés d'abeilles (Antoine & Forrest, 2021). Mais il existe également des espèces dites cleptoparasites qui, à l'instar du coucou chez les oiseaux, utilisent un nid préexistant d'une espèce dite hôte afin d'y déposer ses œufs et de profiter de

l'apport en nourriture provenant de la mère du nid parasité. On peut citer notamment le genre *Coelioxys* pouvant cleptoparasiter des espèces notamment du genre *Megachile* (Scott et al., 2000).

Les abeilles sont considérées comme le plus important groupe en termes de pollinisation de par leur efficacité et leur distribution au sein d'une variété d'écotopes différents (Klein et al., 2007; Danforth et al., 2013; Ollerton, 2017). En fonction des espèces, elles sont capables de fourrager sur plusieurs centaines de mètres voire plusieurs kilomètres pour les bourdons notamment (Zurbuchen et al., 2010). Il a cependant été prouvé que la différence comportementale entre les espèces solitaires et sociales impacte la probabilité de transfère de pollen du corps de l'abeille au stigma d'une fleur. En effet, Woodcock et al. (2013) ont montré que 70% des visites d'abeilles solitaires menaient au contact du pollen avec le stigma de fleurs provenant de cultures et seulement 35% des visites menaient à un contact pour les bourdons et les abeilles domestiques (Woodcock et al., 2013).

Bombus lapidarius © Paul via flickr.com



Osmia aurulenta © el.gritche via flickr.com



Halictus scabiosae ©Sophie Giriens via flickr.com



Fig. 1 : Illustrations de quelques espèces d'abeilles

Les syrphes (Syrphyidae)

Les syrphes font partie de la famille des Syrphidae et de l'ordre des Diptères. Ils comprennent plus de 6000 espèces décrites (Rodríguez-Gasol et al., 2020). En Europe, on compte 890 espèces décrites (Doyle et al., 2020).

Leur morphologie est également très variable allant de large à minuscule et de hirsute à glabre. Ils possèdent comme les autres Diptères la fausse veine sur leurs ailes appelée Vena spuria (Ball, 2024). Certaines espèces font du mimétisme bathésien d'Hyménoptères. On peut citer le genre *Eristalis* qui imite les abeilles domestiques, l'espèce *Volucella bombylans* qui imite les bourdons ou encore le

genre *Chrysotoxum* qui imite les guêpes. Et de nombreuses espèces vont même jusqu'à imiter le comportement de leur modèle d'hyménoptère (Howarth et al., 2004).

Contrairement aux abeilles, les syrphes ne présentent pas d'espèces sociales et n'apportent pas de soin pour leur progéniture (Rotheray & Gilbert, 2011). De plus, les syrphes sont moins rattachés à leur nid et ont tendance à plus se déplacer dans différents habitats en fonction de leurs besoins. C'est-à-dire qu'ils ne sont pas dans le même habitat pour se nourrir, s'accoupler, passer l'hiver ou encore lors de leur stade larvaire (Meyer et al., 2009; Rotheray & Gilbert, 2011). En fonction des espèces, cette mobilité entre les habitats peut varier allant de plusieurs mètres jusqu'à plusieurs kilomètres pour certaines espèces (Doyle et al., 2020).

Les adultes se nourrissent généralement de pollen et de nectar et participent donc à la pollinisation (Rotheray & Gilbert, 2011). Mais en plus de participer à la pollinisation au stade adulte, le stade larvaire de certaines espèces contribue à d'autres services écosystémiques comme le contrôle de nuisibles et la décomposition de la matière organique (Doyle et al., 2020). Certaines espèces ont donc leur stade larvaire zoophage, phytophage, coprophage ou encore saprophage (Doyle et al., 2020). Comme espèces zoophages, on peut citer la sous famille des Syrphinae qui chassent des pucerons et des cochenilles (Rotheray & Gilbert, 2011; Rodríguez-Gasol et al., 2020). Dont *E. balteatus* qui est un prédateur de pucerons abondant en Europe (Tenhumberg, 1995). On retrouve également par exemple, le genre *Microdon*, seul genre de la sous famille des Microdontinae présent en Europe, dont toutes les espèces sont myrmécophiles. Les larves vivent au sein des nids de fourmis qui les nourrissent (Bonelli et al., 2011; Scarparo, 2020). Pour la plupart des espèces de syrphes, le stade larvaire a besoin d'un habitat terrestre mais certaines espèces sont aquatiques comme par exemple le genre *Chrysogaster* ou le genre *Eristalis* (Ball, 2024).

Volucella bombylans © suerob via flickr.com *Chrysotoxum cautum* © Frank Vassen via flickr.com *Episyrphus balteatus* © Bart Wursten via flickr.com



Fig. 2 : Illustrations de quelques espèces de syrphes

Les papillons de jour (Rhopalocera)

Le troisième groupe choisi pour cette étude est le groupe des Rhopalocères faisant partie de l'ordre des Lépidoptères. Ce groupe comprend les papillons de jour et on en retrouve 482 espèces décrites en Europe (European Commission, 2010). Ils sont caractérisés par de larges ailes couvertes d'écailles et pouvant être d'une multitude de couleurs dépendant de l'espèce (European Commission, 2010).

Les adultes adoptent un comportement solitaire mais les chenilles peuvent développer des comportements sociaux comme partager l'information sur la localisation de nourriture (Costa & Pierce, 1997).

Les adultes ont des préférences distinctes de fleurs pour leur nectar dont ils se nourrissent. Ces préférences varient selon les espèces et elles semblent être corrélées à différents facteurs comme les bilans énergétiques, les schémas d'accouplement et les traits distinctifs du cycle de vie (Mayer et al., 2011). De par leur morphologie, leur capacité à polliniser est limitée par les plantes qui ont évolué spécifiquement pour être pollinisées par des papillons. C'est-à-dire des fleurs possédant de longues corolles (Baur & Erhardt, 1995). De plus, leur stade larvaire, appelé la chenille, est phytophage pour la plupart des espèces et peut être très spécialisé pour une espèce ou un genre de plante en particulier. On peut notamment citer la chenille de *Aglais io* qui a comme plante hôte *Urtica dioica*, la chenille de *Lysandra coridon* qui ne serait que sur *Hippocrepis comosa* ou encore la chenille de *Melanargia galathea* que l'on retrouve sur des Poaceae (Tolman & Lewington, 2009).

Les papillons, comme les syrphes, ne font pas de nid. Ils déposent leurs œufs sur la plante hôte de leur chenille. Les œufs peuvent également être largués en plein vol par la femelle comme chez *Melanargia galathea* par exemple (Chinery & Leraut, 1998; Tolman & Lewington, 2009). Malgré le fait qu'ils ne fassent pas de nid, certaines espèces peuvent être très sédentaires alors que d'autres sont capables de migrer sur des milliers de kilomètres en quelques générations comme par exemple *Vanessa cardui* (Chowdhury et al., 2021).



Fig. 3 : Illustrations de quelques espèces de papillons de jour

1.2.2 L'importance d'une biodiversité de pollinisateurs dans nos régions.

En zone tempérée, 78% de la pollinisation des plantes à fleurs est opéré par les pollinisateurs et majoritairement par des insectes (Ollerton et al., 2011).

La valeur économique de la pollinisation par les insectes en Europe (EVIP) s'élevait à 14,6 [$\pm 3,3$] milliards d'EUR annuellement selon une étude faite entre 1991 et 2009. Cela équivalait à 12 ($\pm 0,8$)% de la valeur économique totale de la production des cultures annuelles. Et 16% de cet EVIP correspondait à la production de pommes. Il a également été démontré que les régions méditerranéennes présentant une richesse en abeilles sauvages supérieure aux régions du nord avaient des rendements plus stables pour les cultures dépendantes des pollinisateurs d'une année à l'autre (Leonhardt et al., 2013; Orr et al., 2021).

Leur importance écologique et économique ne sont plus à prouver. Malheureusement, les pollinisateurs sont menacés et l'Europe ne fait pas exception. Hallman et al. (2017) ont montré un déclin sans précédent de la biodiversité et de la biomasse des insectes volants en Europe de l'Ouest. Et ce déclin serait évalué entre 75 et 82% de la biomasse en insectes volants sur 27 ans en Allemagne (Hallmann et al., 2017).

1.2.3 Leur déclin et les potentiels effets négatifs sur l'écologie

À l'heure actuelle, le déclin des pollinisateurs est l'un des enjeux écologiques les plus importants et notamment afin de préserver des productions agricoles suffisantes pour une population humaine qui ne fait qu'augmenter (Marshman et al., 2019).

Biesmeijer et al. (2006) ont montré que le déclin entre pollinisateurs et plantes était corrélé. Le manque de ressources florales mène à la diminution de pollinisateurs et en parallèle le manque de pollinisateurs enclenche le déclin des plantes n'étant pas suffisamment visitées. De plus, ils ont démontré de ce fait que les pollinisateurs généralistes étaient moins vulnérables face aux perturbations de leur habitat que les espèces spécialistes (Biesmeijer et al., 2006).

A l'échelle globale, un déficit total de pollinisateurs pourrait mener à une diminution de 12% pour la production de fruits et une diminution de 6% pour la production de légumes. Cela signifie une baisse de la quantité et de la qualité de notre nutrition venant également impacter négativement l'économie pour la production agricole (Gallai et al., 2009).

Différentes opinions existent quant à l'importance de la présence de nombreuses espèces ou la suffisance d'espèces dominantes abondantes. Cependant, de nombreuses études tendent à montrer les bienfaits d'une communauté diversifiée notamment pour la qualité et la quantité de nos productions agricoles mais également pour leur résilience. En effet, la perte d'une espèce dans une communauté diversifiée aura moins d'impact sur la production que dans une communauté pauvre en espèces. La présence d'espèces possédant des périodes de phénologies différentes et des préférences florales variées permet également de diversifier nos productions et la biodiversité en fleurs sauvages qui nous entourent (Klein et al., 2007; Vasiliev & Greenwood, 2020; Simpson et al., 2022). Et la perte ou l'ajout de nouvelles espèces de plantes ou de pollinisateurs, du notamment au changement climatique, peut donc mener à des «missmatches» d'interactions entre plantes et pollinisateurs (Gérard et al., 2020).

Les raisons de leur déclin

Il existe de nombreux facteurs menant au déclin des pollinisateurs. Certains facteurs sont plus significatifs que d'autres en fonction du contexte géographique mais ils agissent rarement indépendamment les uns des autres (Didham et al., 2007). Il n'est donc pas représentatif de classer les différentes causes de déclin de la biodiversité de par les différences apparaissant en fonction du

contexte (Bellard et al., 2022). Les facteurs de déclin majeurs que l'on peut citer sont notamment l'agriculture intensive, les dépôts d'engrais azotés, le changement climatique, l'augmentation du CO2 atmosphérique, la fragmentation et la perte d'habitat ou encore l'importation d'espèces invasives (Didham et al., 2007; Brook et al., 2008; Potts et al., 2010). Il est tout de même à ajouter que toutes les espèces ne sont pas impactées de la même manière par ces menaces et celles-ci sont parfois même bénéfiques pour certaines d'entre elles (Duchenne et al., 2020). Cette étude se penche sur un de ces facteurs : la fragmentation d'habitat, et cela en comparant deux régions de la Wallonie en Belgique présentant deux profils différents au niveau de leur paysage (cf. section 1.3).

La fragmentation et la perte d'habitat

La seconde révolution industrielle suivant la Seconde Guerre Mondiale mena à la plus grande diminution et fragmentation d'habitats naturels. Cependant, celles-ci peuvent parfois également être provoquées naturellement par des feux ou des tempêtes (Baur & Erhardt, 1995). La fragmentation représente une discontinuité dans la distribution des ressources pouvant affecter la présence, la survie et la reproduction d'une espèce en particulier. Elle est majoritairement provoquée par l'urbanisation, l'agriculture intensive et la culture du bois (Franklin et al., 2002). La diminution d'habitats naturels et l'augmentation de la distance entre ceux-ci cause une perte de connectivité. C'est-à-dire que cela impactera la capacité qu'auront les animaux de se déplacer d'un site à un autre afin de trouver des ressources et des sites de nidifications (cf. section 3.4.2). Et cela impactera donc également la pollinisation et la présence de plantes à fleurs (Xiao et al., 2016). L'activité humaine et son utilisation du sol agissent donc comme une barrière physique pouvant isoler des espèces animales dans leur habitat d'origine. Cela diminue le brassage génétique en limitant les accouplements entre les individus bloqués par ces barrières. Cette réduction génétique peut ainsi impacter leur développement et réduire la taille de la population en limitant les ressources et leurs accès et ainsi augmenter le taux d'extinction d'une espèce. Cela a notamment été prouvé chez les plantes et les papillons (Keller, 2002).

Il a été démontré que l'urbanisation, avait un effet négatif sur l'abondance et la diversité de pollinisateurs. Une plus grande diversité de pollinisateurs serait présente en milieu rural (Bates et al., 2011; Matteson et al., 2013). Cependant, certaines espèces, notamment chez les abeilles, tirent profit de milieu urbain par la présence de sites de nidifications et par la présence de fleurs exotiques (Martins et al., 2017). On peut notamment citer *Osmia cornuta*, de la famille des Megachilidae, que l'on retrouve souvent dans les hôtels à insectes. Mais d'autres groupes d'abeilles sont négativement

affectés par l'urbanisation comme les bourdons et les *Lasioglossum* (*Dialictus*) (Wilson & Jamieson, 2019; Buchholz & Egerer, 2020).

Un autre groupe de pollinisateurs fortement impacté par la modification de leur habitat sont les papillons. Ils ne possèdent pas de phase latente leur permettant de résister plus d'une saison dans le sol ce qui les rend plus sensibles à des perturbations d'habitats. De plus, une étude a montré qu'ils ne recolonisaient pas aussi rapidement que prévu leurs habitats d'intérêts après une perturbation (Baur & Erhardt, 1995; Thomas, 1995; Telfer et al., 2002).

Pour ce qui est des syrphes, il y a un manque d'informations sur l'impact de la fragmentation sur leurs communautés de par leur variété de traits écologiques. Mais la structure du paysage a tout de même un effet sur eux. Par exemple, les espèces aphidophages sont retrouvées dans les zones de pelouses notamment calcaires et les espèces saprophages se retrouvent en lisière de forêt et sont de moins en moins abondantes au plus on s'en éloigne (Jauker et al., 2019).

1.3 La situation en Belgique et plus précisément en Wallonie

Les communautés de pollinisateurs sont relativement bien étudiées en Belgique et cela depuis plusieurs dizaines d'années. Le premier constat de la perte d'espèces dans le pays remonte aux années 80s (Leclercq et al., 1980; Rasmont & Mersch, 1988).

En 2010, la portion de cultures agricoles pour la consommation humaine pollinisée par des pollinisateurs, c'est-à-dire la production de fruits, représentait 11,1% de la production totale en Belgique. Ce qui équivalait à environ 252 millions d'euros. La majeure partie de cette production se trouve dans le nord du pays. (Jacquemin et al., 2017).

Des actions sont mises en place par l'Union Européenne et notamment en Belgique afin de préserver des habitats et les espèces représentatives qui leur sont associées. Une de ces actions est le réseau de sites Natura2000. Il est constitué d'une liste de sites naturels et semi-naturels ayant une grande valeur patrimoniale (Trochet & Schmeller, 2013). En Belgique, ces sites correspondent à 13% de la surface du pays (Lecomte et al., 2017).

On dénombre plus de 400 espèces d'abeilles en Belgique et leurs principales menaces dans le pays sont l'exploitation excessive du sol et la présence d'espèces invasives. En 2014, près de 12% des

espèces étaient régionalement éteintes, 33% étaient considérées comme menacées et près de 7% considérées comme presque menacées (Drossart et al., 2019).

En termes de papillons, le pays compte 120 espèces. Ce sont principalement des espèces de milieux tempérés mais on retrouve également des espèces ayant une distribution plus nordique, méridionale ou encore orientale. Ils sont en déclin et la Flandre a été la région présentant le plus grand nombre d'espèces éteintes en Europe (Maes & Van Dyck, 2001).

Pour ce qui est des syrphes, la Flandre, en 2021, a enregistré 309 espèces. Dans ces espèces, 22 sont régionalement éteintes et 114 sont en danger d'extinction. Les espèces les plus touchées seraient des espèces aquatiques et de milieux humides. Les espèces saprophages et de forêts seraient quant à elles en augmentation. Ce constat serait dû à la perte d'habitat, à l'exploitation forestière et à l'augmentation de périodes de sécheresses (Van de Meutter et al., 2021).

Malgré une faible superficie, la Belgique présente une multitude d'habitats. Cette étude se focalise sur deux d'entre eux dans deux provinces différentes de la Wallonie. Il s'agit des pelouses humides provenant du Hainaut, plus précisément dans une zone plus anthropisée faisant partie du Sillon Sambre-et-Meuse et des pelouses calcaires retrouvées dans la province de Namur, plus précisément dans une zone plus préservée de l'activité humaine qu'est le Condroz et Fagne-Famenne (cf. annexe 1).

1.3.1 Les pelouses calcaires

Un des habitats intéressant, et peu représenté en Belgique, pour la biodiversité de pollinisateurs est la pelouse calcaire. Ce sont des formations mésophiles à xériques qui colonisent les sols riches en bases (notamment en carbonate de calcium).

En termes d'abeilles, on y retrouve la plus grande diversité de Megachilidae (suivie par les Halictidae) du pays (Pauly & Vereecken, 2018).

Les pelouses calcaires représentent l'habitat ayant une des richesses spécifiques en plantes et en insectes les plus importantes d'Europe centrale. Elles abritent également une multitude d'espèces rares et spécialisées (Baur & Erhardt, 1995; Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 2002). Ce sont des habitats semi-naturels apparaissant par l'intervention humaine. Il n'y a pas de données concernant

ce type d'habitats avant l'apparition de l'Homme mais on suppose qu'il devait en exister de façon isolée et très rare (Poschlod & WallisDeVries, 2002).

La richesse en fleurs et son microclimat chaud en fait un habitat d'intérêt pour les papillons, syrphes et abeilles (Duelli & Obrist, 2003; European Commission, 2010; Klaus et al., 2021). On y retrouve notamment beaucoup d'espèces de plantes de la famille des Fabaceae et des Lamiaceae (Pauly & Vereecken, 2018).

1.3.2 Les pelouses humides

L'autre habitat d'intérêt qui sera comparé dans cette étude est la pelouse humide. Les pelouses humides sont également des habitats semi-naturels demandant l'intervention de l'Homme. Elles se développent sur des sols modérément riches à très riches en nutriments. Ce sont des habitats ayant un sol alluvial pouvant être fertilisé. Elles sont dites mouilleuses ou humides. Ces prairies peuvent parfois être inondées (De Foucault, 1989; Brotherton & Joyce, 2015).

La biodiversité présente sur ces sites est en déclin depuis plusieurs années principalement à cause de l'intensification de l'agriculture et de l'utilisation d'engrais azotés qui polluent leur sol. Mais ces sites ont tendance à également être abandonnés en particulier en Europe suite à des changements politiques et socio-économiques (Joyce, 2014). Sans une gestion humaine des sites, des plantes ligneuses prennent l'ascendant sur les espèces herbacées et referment le milieu en le reboisant. Une prairie abandonnée depuis moins de 40 ans a besoin d'une dizaine d'années pour retrouver sa végétation et sa flore associée sans forcément réatteindre son état original avant l'abandon (Joyce, 2014). Ce type d'habitat peut accueillir une multitude de plantes à fleurs intéressantes pour les communautés de pollinisateurs (Osborne et al., 1991; Isbell et al., 2011; Tanis et al., 2020).

2. Objectifs et questions biologiques

L'objectif de ce mémoire est donc de comparer les deux provinces wallonnes que sont le Hainaut et Namur en termes de communauté de pollinisateurs et de comprendre les raisons des différences en termes de composition et d'abondance. Pour y répondre, l'étude se divise en différentes questions biologiques :

1. Est-ce que le paysage change entre les deux régions ? Est-ce que cela impacte la communauté de pollinisateurs ?

L'hypothèse est que la région de Namur présente plus de surface de pelouses d'intérêt et une surface artificielle moindre que dans le Hainaut. Cela devrait favoriser la présence de pollinisateurs à Namur (Bates et al., 2011; Matteson et al., 2013; Wilson & Jamieson, 2019; Buchholz & Egerer, 2020). Cependant, il a aussi été démontré que les zones urbaines pouvaient être de bons habitats pour certaines espèces d'abeilles (Martins et al., 2017).

2. Est-ce que la connectivité entre les sites d'intérêt est différente entre les deux régions et est-ce que cela influence les communautés de pollinisateurs ?

Avec la présence d'habitats naturels dans une région plus préservée comme Namur, la connectivité entre les sites devrait être meilleure que dans le Hainaut (cf. section 3.4.2). Il y aurait moins de barrières physiques isolant les communautés de pollinisateurs.

3. Est-ce que la communauté florale diffère d'une région à l'autre et est-ce que cela influence la communauté de pollinisateurs ?

L'hypothèse est que les pelouses calcaires de Namur devraient accueillir une communauté de plantes plus diversifiées ce qui devrait être bénéfique aux pollinisateurs expliquant leur abondance et diversité (Biesmeijer et al., 2006; Xiao et al., 2016; Michez et al., 2019).

4. Quelles sont les raisons pour lesquelles la communauté de pollinisateurs change entre ces deux régions ?

Les premières questions devraient fournir des éléments de réponses mais d'autres facteurs pourraient entrer en jeu comme notamment la présence d'azote dans le sol par exemple (Burkle & Irwin, 2010; David et al., 2019).

3. Matériel et méthodes

3.1 Le projet Horizon 2020 de l'Union Européenne: SAFEGUARD



Fig. 4 : Logo SAFEGUARD

Le protocole et la collecte de données de terrain détaillés ci-dessous ont été réalisés dans le cadre du projet SAFEGUARD (<https://www.safeguard.biozentrum.uni-wuerzburg.de>).

Ce projet est mené à bien par des chercheurs, des ONG, des experts de l'industrie et de la politique. Il a pour but de protéger les pollinisateurs sauvages d'Europe en améliorant nos connaissances sur les facteurs de leur déclin et en évaluant les répercussions environnementales, économiques et sociétales de celui-ci. Le développement de ces connaissances permet de ce fait de développer des solutions pratiques et politiques. Cela a commencé le premier septembre 2021 et se poursuit jusqu'au 31 août 2025.

Pour parvenir à ces solutions, les acteurs du projet fournissent une réévaluation du statut et des tendances des pollinisateurs sauvages européens afin de combler les lacunes concernant les espèces pour lesquelles les données sont insuffisantes et de caractériser les tendances récentes des pollinisateurs dans le cadre du changement mondial. Cela permet de prédire l'impact des facteurs et des pressions. Ils développent et testent de nouvelles approches pour quantifier l'efficacité de multiples interventions sur les pollinisateurs et le paysage qui leur est associé à différentes échelles. SAFEGUARD peut servir de modèle pour les actions publiques et privées visant à sauvegarder les pollinisateurs et leurs valeurs pour la biodiversité et la société.

Les données de terrain utilisées pour cette étude proviennent de deux tâches du projet ayant pour thèmes : les pressions sur les pollinisateurs sauvages et leurs interactions biotiques. Les données ont été récoltées sur deux habitats semi-naturels différents et dans deux zones géographiques différentes de Wallonie. Les données des pelouses humides ont été récoltées en 2022 dans le Hainaut et les données des pelouses calcaires ont été récoltées en 2023 dans la province de Namur (cf. annexe 1 et cf. tableau 1).

3.2 Les données de terrains

3.2.1 Les sites étudiés

Les pelouses calcaires ont été sélectionnées parmi des sites classés comme Site de Grand Intérêt Biologique (SGIB). Un SGIB est une unité géographique englobant un groupe d'unités d'habitats. Pour bénéficier de cette désignation, le site doit contenir au minimum une espèce rare, menacée ou protégée et/ou au minimum un habitat rare, menacé ou protégé. Ces sites sont répertoriés dans la base de données SGIB de l'Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats (OFFH) (<http://biodiversite.wallonie.be/fr/accueil.html?IDC=6>). Les pelouses humides ont été sélectionnées l'année passée par un autre étudiant et elles ne font pas parties des SGIB.

Ces sites ont été choisis pour leur potentiel et leur superficie afin de réaliser les transects (cf. section 3.2.2). Ils devaient également se trouver à minimum deux kilomètres de distance les uns des autres afin d'éviter l'autocorrélation spatiale (Oliveau & Doignon, 2016).

Tableau 1 : Liste des sites utilisés pour l'échantillonnage.

Site index	Code et nom des sites	Coordonnées(WGS84)	Province
1	BE1RON18: réserve Ronveaux	50°25'14"N; 3°56'52"E	Hainaut
2	BE1TIL03: Espace Tilou	50°29'46"N; 3°57'55"E	Hainaut
3	BE1FOS06: Fosse aux Sables	50°19'39"N; 4°05'52"E	Hainaut
4	BE1QUA11: Rue du Castillon	50°25'46"N; 3°52'18"E	Hainaut
5	BE1VIL01: Prés du Village	50°26'48"N; 3°58'05"E	Hainaut
6	BE1LAR12: Grand Large	50°28'29"N; 3°56'31"E	Hainaut
7	BE1MER07: Parking du Dinosaur	50°19'12"N; 4°09'52"E	Hainaut
8	BE1GAR14: Garocentre	50°29'47"N; 4°10'27"E	Hainaut
9	BE1MAR10: Reserve Marionville	50°27'33"N; 3°49'49"E	Hainaut
10	BE1WAD08: Bois de Wadelincourt	50°31'53"N; 3°38'31"E	Hainaut
11	BE1TES19: Terril du Sept	50°25'29"N; 3°49'13"E	Hainaut
12	MS: Montagne de Sosoye (945)	50°17'50,5"N;4°46'57,1"E	Namur
13	AW: Les Aujes de Warnant (3264)	50°19'7,4"N; 4°49'29,8"E	Namur
14	PF: Réserve naturelle de Furfooz (17)	50°12'53,4"N; 4°57'13,3"E	Namur
15	MC: Montagne de la Carrière (1220)	50°6'57,2"N; 4°44'28,9"E	Namur
16	DB: Reserve naturelle de Devant-Bouvignies (107)	50°16'26,6"N; 4°54'4"E	Namur
17	GT: Gros Tienne du Bi (106)	50°3'55,2"N; 4°26'43"E	Namur
18	TB: Tienne-Breumont (209)	50°4'39.2"N; 4°32'35.6"E	Namur
19	TS: Tienne de Saumières (1288)	50°5'52,3"N; 4°40'37,6"E	Namur
20	CH: Chamousias (194)	50°4'57,2"N; 4°38'35,1"E	Namur
21	BR: Bois du Roptai (1349)	50°6'42,9"N; 5°7'38"E	Namur
22	TF: Thier des Falizes et Bois de Noulaiti (531)	50°8'3,1"N; 5°11'21,5"E	Namur

3.2.2 La méthode d'échantillonnage

L'échantillonnage des sites s'est réalisé une fois par mois de juin à août et il a été réalisé entre 9h30 et 17h00 et en respectant un minimum de température de 13°C en cas de météo ensoleillée et de 17°C en cas de météo couverte. Le but étant de correspondre avec la période d'activité des pollinisateurs. Les jours de pluie et les jours venteux ont également été évités. Le choix de ces conditions climatiques d'échantillonnage se base sur le Schéma de Monitoring des Papillons Européen, « European Butterfly Monitoring Scheme (eBMS) » (Van Swaay et al., 2008; Sevilleja et al., 2020).

Relevé botanique

Un relevé botanique des plantes à fleurs présentes a été réalisé sur l'ensemble de la zone d'échantillonnage de chaque et pour chaque session d'échantillonnage (c'est-à-dire une fois par mois). Les plantes ont été déterminées à l'aide du guide DELACHAUX des fleurs de France et d'Europe (Streeter, 2017).

Relevé abeilles/syrphes

L'échantillonnage a été réalisé sous forme de transect et en respectant certaines règles provenant du protocole de SAFEGUARD.

La distance du transect est de 500m de long et de 2m de large. Il est divisé en 5 sous-transects de chacun 100m. Les sous-transects ne se suivent pas obligatoirement. La position de ceux-ci dépend du relief sur le site ainsi que de la présence de plantes d'intérêt. L'entièreté du transect doit être parcouru en 30 min.. En moyenne, le temps passé sur un sous-transect est donc de 6 min.. Ce temps d'échantillonnage correspond au temps de recherche et de déplacement le long du transect. Une fois un ou plusieurs individus capturés, le chronomètre doit être arrêté. Le temps de mise en pot et le temps pour la prise de notes faites sur papier ne sont pas pris en compte dans les trente minutes.

Les individus ont été capturés à l'aide d'un filet. Une fois capturés, ils sont mis dans des pots hermétiques contenant du coton imbibé d'acétate d'éthyle afin de les tuer. Chaque pot est numéroté d'un code qui permet de relier l'individu capturé au sous-transect où il a été trouvé ainsi que la plante sur laquelle il a été trouvé. S'il n'a pas été trouvé sur une plante, il est considéré comme capturé en vol ou sur le sol en fonction des cas (pour la liste des espèces capturées cf. annexes 4, 5, 6 et 7).

Relevé papillons

Les papillons ne sont pas échantillonnés au même moment que les syrphes et les abeilles. Le relevé se fait également à l'aide d'un transect. Ce transect est de 600m et doit également être parcouru en suivant les mêmes règles que pour les abeilles et syrphes. Il est divisé en 6 sous-transects de 100m. En moyenne, le temps passé sur un sous-transect, dans ce cas, est donc de 5 min.. Le chronomètre s'arrête lors d'une capture et tout le temps qu'il faut pour identifier l'individu. Les papillons sont identifiés directement sur le terrain. Ils ne sont donc pas mis en pot. Une boîte de pétri est utilisée afin de faciliter leur observation les ailes déployées. Les notes sont également prises sous-format papier (pour la liste des espèces observées cf. annexes 8 et 9).

3.3 Digitalisation et identification des spécimens

Tous les individus capturés et préalablement tués par l'acétate d'éthyl ont été épinglés pour la plupart le jour même. Les genitalia des spécimens mâles ont été extraits au même moment quand ils étaient encore frais afin de faciliter leur détermination.

Chaque donnée sur les plantes et les pollinisateurs a été encodée en suivant un tableau modèle fourni par SAFEGUARD.

Une fois toutes les sessions de terrain terminées, une pré-identification des spécimens a été effectuée. Cela concernait la plupart des syrphes et une partie des abeilles. Pour les abeilles, différentes clés de détermination ont été utilisées en fonction du genre concerné (Amiet et al., 1999; Pauly, 2015; Rasmont & Terzo, 2017; Wood, 2023). Pour les syrphes, deux manuels de références ont permis l'identification (Ball, 2024; Schulten, 2018). Cette identification préliminaire a ensuite été vérifiée par les experts du laboratoire de Zoologie de l'Université de Mons. Les papillons ont été déterminés directement sur le terrain à l'aide d'un livre de références (Tolman & Lewington, 2015).

3.4 Analyses statistiques

Tous les modèles statistiques présentés ci-dessous ont été réalisés sur le logiciel R.4.3.2 (<https://www.r-project.org/>). Les modèles employés dans le cadre des analyses sont tous des modèles linéaires généralisés (GLMs). Les modalités de chacun d'entre eux sont détaillées dans les sections suivantes. Ces modèles ont été réalisés à partir de la fonction `glm()` directement implémenté dans R mais également de la fonction `glmmTMB()` du package `glmmTMB` dans le cas de distribution de Poisson généralisée. La fonction `glm.nb()` du package `MASS` a également été employée pour le modèle préliminaire portant sur la diversité de plantes à fleurs (cf. section 4.4).

Chaque modèle a été validé à l'aide de la fonction `simulateResiduals()` du package `DHARMA`. Cette fonction permet d'analyser les résidus (c'est-à-dire les écarts entre les valeurs observées et les valeurs prédites par le modèle) en réalisant différents tests. Le KS test qui indique si la distribution choisie du modèle correspond bien à la vraie distribution des données. Le test de dispersion qui est surtout utile dans le cas d'une distribution de Poisson. Dans ce cas précis, la variance (la mesure de la dispersion) doit être égale à la moyenne. Le test de dispersion permet de détecter si il y a des écarts entre la variance et la moyenne en comparant la distribution des résidus simulés à une distribution

théorique de Poisson. Le test peut ainsi révéler une sur-dispersion ou une sous-dispersion qui suggère alors de réévaluer le modèle. Le dernier test est celui des valeurs anormales. Celui-ci détecte la présence de données extrêmes qui pourraient biaiser les résultats (Hartig, 2017).

En plus des résidus, la colinéarité des variables explicatives a été vérifiée à l'aide de la fonction `check_colinearity()` du package `performance`. La colinéarité survient lorsqu'il y a une forte corrélation entre les variables. Ce qui signifie qu'une variable peut être prédite de manière linéaire à partir des autres variables explicatives. Cela peut rendre difficile la distinction des effets individuels de chaque variable explicative sur la variable réponse. Cette colinéarité est mesurée à l'aide d'un Facteur d'Inflation de la Variance (VIF). Quand le VIF équivaut à 1, cela veut dire qu'il n'y a pas de colinéarité. Un VIF de plus de 5 voudrait dire qu'il y a une forte corrélation entre les deux variables et que celles-ci sont donc redondantes dans le modèle (Marcoulides & Raykov, 2019; Lüdecke et al., 2021). Les colinéarités sont considérées comme nulles ou modérées dans les modèles présentés ci-dessous.

3.4.1 Paysage

L'analyse du paysage autour des sites de collectes s'est réalisée à l'aide du logiciel de cartographie QGIS version 3.22.12. C'est un logiciel de Système d'Information Géographique (SIG) libre et open source (<https://docs.qgis.org/3.22/fr/docs/>).

Il a tout d'abord fallu créer une couche vecteur reprenant la surface des sites, là où les transects ont été effectués. Ces surfaces ont été détournées manuellement en se basant sur les coordonnées prises sur le terrain et en utilisant une vue satellite. A partir de ces polygones, le centroïde de chaque site a été calculé et à partir de ces centroïdes, un tampon de 500m de rayon est créé. Ces tampons sont interceptés avec une carte reprenant la couverture du sol dans la région. La carte en question est Lifewatch 2022. C'est une carte en format raster avec une précision de 4m² par pixel (https://maps.elie.ucl.ac.be/lifewatch/ecotopes_wal.html?lang=en&year=2022). Cette carte classe les différents écotopes par couleur et à l'aide d'un code. Ce classement a été simplifié en regroupant les codes correspondants aux pelouses d'intérêt ensemble ou encore en regroupant les zones artificielles (cf. annexe 2).

Une fois cette carte interceptée avec les tampons de 500m, on obtient l'ensemble des écotopes présents dans ce rayon ainsi que leur surface. Le pourcentage de chaque écotope a pu être calculé autour de nos sites. Et c'est le pourcentage de pelouses fleuries et le pourcentage de surfaces

artificielles qui sont utilisés dans les modèles ci-dessous. La taille du rayon est choisie en fonction du modèle biologique étudié (Zurbuchen et al., 2010).

Le premier GLM préliminaire (GLM1.1) compare le pourcentage de pelouses fleuries d'intérêt pour chaque région. La distribution utilisée est une bêta. On utilise cette distribution pour modéliser des variables dont les valeurs sont continues et comprises entre 0 et 1 comme c'est le cas avec des pourcentages (Douma & Weedon, 2019).

Un deuxième GLM préliminaire (GLM1.2) semblable est réalisé en utilisant le pourcentage de surface artificielle comme variable réponse.

3.4.2 Connectivité

Un deuxième facteur important étudié est la connectivité. Elle est représentée par un indice qui mesure la surface d'habitats accessible à une espèce ou à un groupe d'espèces. Cet indice prend en compte la quantité d'habitats d'intérêt, la distance à laquelle ils se situent et la capacité des espèces étudiées à se déplacer. Il existe différents indices mais dans cette étude, la connectivité a été mesurée avec l'indice de Hanski.

Il se calcule comme à partir de la formule :

$$CI_i = \sum_{i \neq j} \exp(-\alpha d_{ij}) A_j^b$$

i = le site étudié

j = un patch d'habitats d'intérêt

d_{ij} = la distance entre les patches i et j

A_j = l'aire du patch j en m²

α = 1/distance de migration (exprimée en km).

Dans cette étude, la distance de migration choisie est de 1km afin de correspondre le plus possible à la distance de migration des pollinisateurs étudiés en sachant que cette distance est peu connue chez les syrphes (Zurbuchen et al., 2010).

b = facteur d'émigration (lié à la probabilité de quitter i pour aller vers j).

Pour des pollinisateurs, la valeur recommandée de b est 0,5 (Zurbuchen et al., 2010).

L'indice a été calculé pour chaque site sur le logiciel QGIS. Pour ce faire, une couche vecteur a été créée en détournant des polygones sur chaque pelouse fleurie sur un rayon de 2km autour de chaque site. Les polygones ont été faits en se basant de la carte Lifewatch 2022 et en ne prenant en compte que les habitats ayant pour code LC40, LC45 et LC48 (cf. annexe 2). Les pelouses ayant une surface de moins de 200 m² n'ont pas été prises en compte dans les calculs.

Un GLM utilisant une distribution normale (GLM2) comparant ces indices de Hanski par région.

3.4.3 Diversité florale

Le nombre d'espèces de fleurs déterminées à partir du relevé botanique fait sur les sites est utilisé comme indice de la diversité florale.

Un GLM avec une distribution binomiale négative (GLM3) a été réalisé en utilisant comme variables explicatives : la région, le pourcentage d'habitats d'intérêt, le pourcentage de surfaces artificielles et l'indice de Hanski. Un modèle utilisant les mêmes variables avec une distribution de Poisson présentait de la surdispersion. Le modèle a donc été considéré comme n'étant pas valable. Une distribution négative binomiale est souvent utilisée dans des cas de surdispersion des données (Lindén & Mäntyniemi, 2011; Yang & Berdine, 2015).

3.4.4 Diversité de pollinisateurs

La diversité des pollinisateurs est déterminée à partir de trois indices : les nombres de Hill (N0, N1 et N2). N0 considère que toutes les espèces présentes sur un site ont le même poids. N1 considère moins de poids aux espèces les plus rares. Et N2 considère le poids des espèces rares comme proche de zéro. Ces nombres permettent de mettre en valeur la richesse spécifique, l'équitabilité et les espèces les plus abondantes d'un jeu de données. Pour les calculer, il est nécessaire d'avoir le nombre d'espèces et leur abondance (pour N1 et N2). Pour les calculer, il est nécessaire de standardiser nos données afin d'assurer le même niveau de représentativité et de qualité au sein de nos échantillonnages. Pour ce faire, on effectue une raréfaction qui consiste à réduire l'effort

d'échantillonnage à un niveau commun de représentativité. La représentativité des échantillonnages est calculée en utilisant la notion de couverture d'échantillonnage. Cette couverture décrit la proportion de la diversité totale d'une communauté d'espèces qui est capturée par un échantillon. Il s'agit donc de la fraction des individus de la communauté appartenant à des espèces déjà observées dans l'échantillonnage (Chao et al., 2020). La raréfaction se base donc de cette couverture pour tenir compte des différences d'abondance entre les sites. Cette méthode permet de préserver plus de données que d'effectuer une raréfaction directement basée sur le nombre d'individus collectés. Ces valeurs de Hill raréfiées sont calculées à l'aide du package iNEXT (Hsieh et al., 2016). Cette méthode est valable pour les abeilles et les syrphes. Pour les papillons, n'ayant pas été capturés, c'est la richesse spécifique brute qui est utilisée pour mesurer leur diversité.

Pour les abeilles et les syrphes, un GLM avec une distribution de Poisson a été réalisé pour chaque nombre de Hill raréfié en utilisant comme variable explicative : la région, les pourcentages d'habitats d'intérêt, le pourcentage de surfaces artificielles, le pourcentage de forêts, l'indice de Hanski et la richesse spécifique des plantes à fleurs. Lorsque des phénomènes comme la sous-dispersion ou la surdispersion étaient observés, la distribution de Poisson est remplacée par une distribution de Poisson généralisée qui en introduisant un paramètre supplémentaire, est capable de modéliser en présence de sous-dispersion ou de surdispersion (Lynch et al., 2014).

En complément, les mêmes modèles ont été réalisés en retirant un site ayant des valeurs de diversité en pollinisateurs extrêmes. Cela a été le cas pour un site venant du Hainaut avec la diversité d'abeilles et un autre site venant de Namur avec la diversité de syrphes. Ces modèles sont analysés en parallèle. Les sites n'avaient pas été pris en compte dans le test de valeurs extrêmes mais les deux résultats sont à chaque fois présentés par souci de transparence.

D'autres modèles complémentaires ont été faits prenant en compte uniquement la région comme variable explicative.

Pour les papillons, un GLM avec une distribution de Poisson a été réalisé reprenant les mêmes variables explicatives que pour les syrphes et les abeilles et utilisant comme variable réponse la richesse spécifique. Un GLM complémentaire avec uniquement la région comme variable explicative est également fait en complément. Il n'y a pas de sites considérés comme valeur extrême dans ces données.

4. Résultats

4.1 Données d'échantillonnage

Pour les données de terrain récoltées dans le Hainaut sur les pelouses humides en 2022, 1309 individus ont été capturés. Tandis que pour les données récoltées sur les pelouses calcaires à Namur en 2023, 663 individus ont été capturés. Les individus capturés correspondent aux abeilles et aux syrphes. Il n'y a pas l'abondance des papillons qui n'ont pas été capturés. 358 syrphes ont été capturés sur les pelouses calcaires et 595 ont été capturés sur les pelouses humides. 810 abeilles dont 505 bourdons ont été capturés sur les pelouses et 209 abeilles ont été capturées dans les pelouses calcaires. Le détail des espèces, les courbes d'accumulation et les indices de diversité sont disponibles en annexe (cf. annexes 4 à 15).

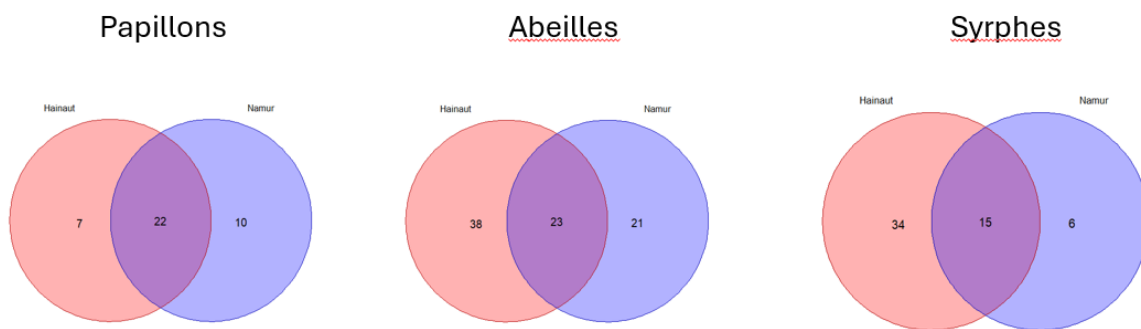


Fig. 5 : Diagrammes de Venn représentant le nombre d'espèces de pollinisateurs rencontrées entre le Hainaut et Namur pour les trois groupes de pollinisateurs étudiés.

Pour les papillons, il y a plus d'espèces retrouvées seulement à Namur que dans le Hainaut mais pour les abeilles, il y a plus d'espèces rencontrées uniquement dans le Hainaut. Le troisième diagramme montre un plus faible nombre d'espèces de syrphes propres à Namur comparé au Hainaut.

Au niveau des plantes, 121 espèces de plantes à fleurs ont été déterminées dans le Hainaut en 2022 et 155 espèces à Namur en 2023.

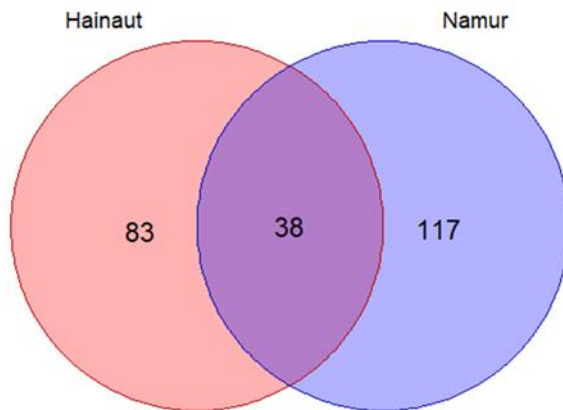


Fig. 6 : Diagramme de Venn représentant la répartition du nombre d'espèces de plantes entre le Hainaut et Namur.

On peut voir sur la figure 6 que 38 espèces sont présentes dans les deux régions et qu'il y a plus de plantes à Namur, dans les pelouses calcaires. La plupart des plantes sont différentes du Hainaut.

4.2 Paysage

Pour les premiers modèles préliminaires étudiant le paysage (GLM1.1 et GLM1.2), il n'y a pas significativement un plus grand pourcentage de pelouses d'intérêt dans la région de Namur autour des sites étudiés (*Estimate* = 0.4176, *p* = 0.119). Cependant, il y a un pourcentage plus faible de milieux artificiels à Namur (*Estimate* = -0.6928, *p* = 0.0167).

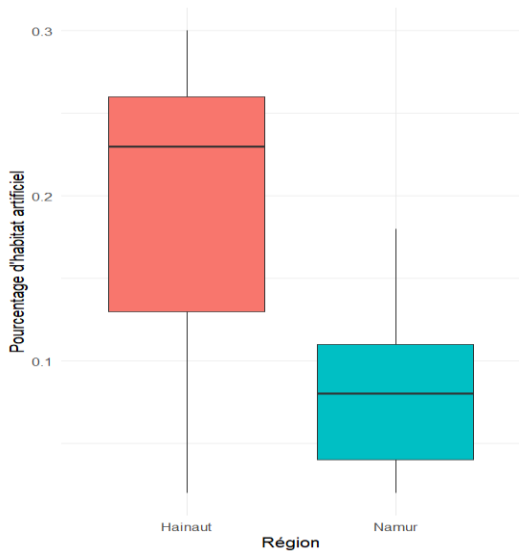


Fig. 7 : Graphiques en boîte du pourcentage d’habitat artificiel de chaque site étudié pour chaque région.

En figure 7, on voit nettement une différence de quantité de surface artificielle entre les deux régions. Namur possédant les pourcentages les plus bas.

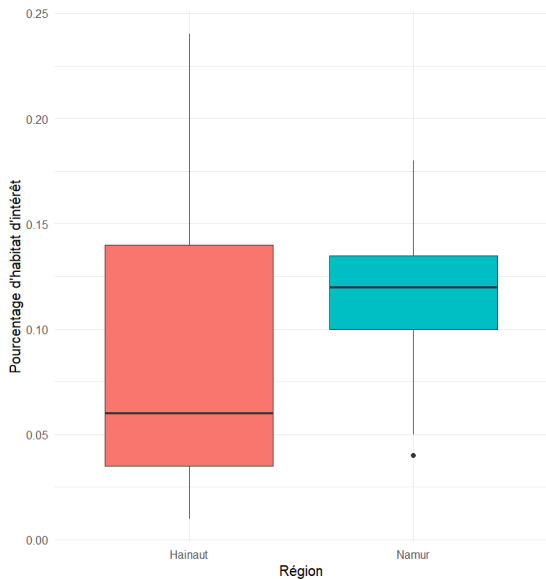


Fig. 8 : Graphiques en boîte du pourcentage d’habitat d’intérêt de chaque site étudié pour chaque région.

On constate en figure 8 que dans le Hainaut, le nombre de pelouses fleuries d’intérêt aux alentours des sites a l’air de beaucoup plus varier en fonction du site qu’à Namur. La médiane à Namur est tout de même plus haute que pour le Hainaut. Un site à Namur a l’air d’avoir un pourcentage bien plus bas

de pelouses environnantes que pour les autres sites de la région (représenté par le point noir sous entre 0,025 et 0,05).

4.3 Connectivité

En comparant les index de Hanski par région (GLM2), on constate que la région de Namur à une meilleure connectivité entre les habitats d'intérêt que le Hainaut ($Estimate = 863.2, p = 0.0174$). Dans le cas d'une distribution normale, comme c'est le cas dans le modèle, l'Estimate correspond à la différence de connectivité entre les deux régions. Les valeurs d'index des différents sites se situent aux alentours de 500 pour les plus faibles et allant jusqu'à plus de 3700 pour les plus élevées (cf. annexe 16).

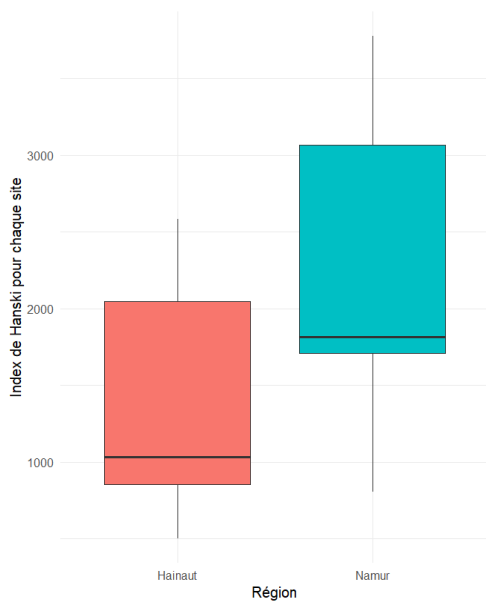


Fig. 9 : Graphiques en boîte de l'indice de Hanski de chaque site étudié pour chaque région.

On voit sur la figure 9 que les sites de la région de Namur possèdent des indices plus élevés que dans le Hainaut. La médiane est plus haute à Namur que dans le Hainaut.

4.4 Diversité florale

Selon le modèle GLM3, il y aurait moins d'espèces de plantes en présence de pelouses d'intérêt (Estimate = $-1.981e+00$, $p = 0.0511$). De plus, indépendamment de la composition du paysage et de la connectivité, il y a plus de plantes à fleurs à Namur que dans le Hainaut (Estimate = $4.752e-01$, $p = 2.83e-05$).

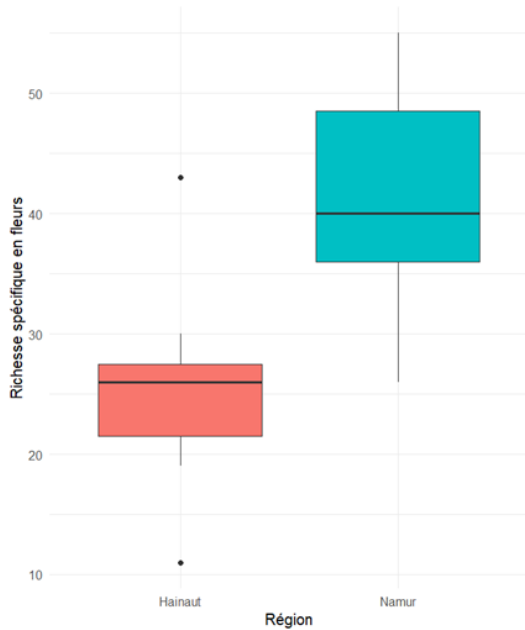


Fig. 10 : Graphiques en boîte de la richesse spécifique en plantes à fleurs des différents sites étudiés pour chacune des régions.

Le Hainaut présente un site avec plus d'espèces que les autres ainsi qu'un site avec moins d'espèces que les autres, représentés par les points noirs au-delà du graphique en boîte de couleur orange. On voit cependant que les sites à Namur ont une richesse spécifique en fleurs plus élevée que dans le Hainaut. La médiane est plus élevée pour les pelouses calcaires de Namur.

4.5 Diversité de pollinisateurs

4.5.1 Les syrphes

N0r syrphes

En gardant toutes les variables explicatives et en gardant tous les sites, il n'y a aucune variable qui a un effet significatif sur la richesse spécifique des syrphes.

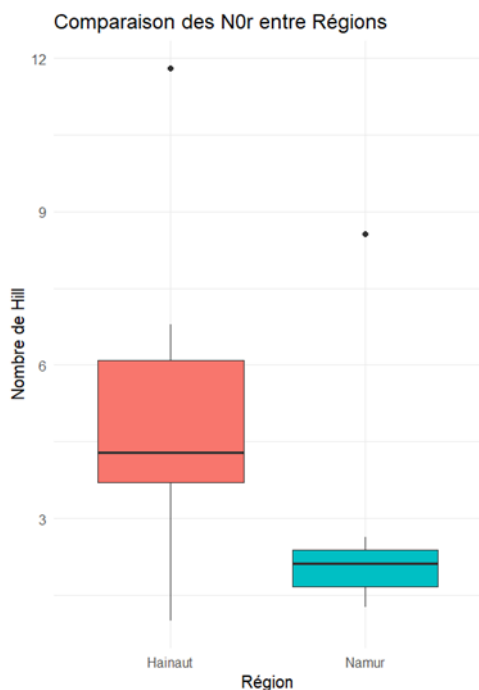


Fig. 11 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N0 raréfiés pour le groupe des syrphes pour chaque site et dans chaque région.

Sur la figure 11, on constate des valeurs extrêmes pour le Hainaut mais également pour Namur.

En retirant le site ayant la valeur extrême à Namur, on a un effet négatif significatif de la région de Namur (Estimate = -0.8232385, $p = 0.0384$). Il y aurait moins d'espèces de syrphes à Namur que dans le Hainaut.

En ne gardant que la région comme variable explicative, la région de Namur a une plus faible richesse spécifique en syrphes que le Hainaut (Estimate = -0.6670, $p = 0.00403$).

N1r syrphes

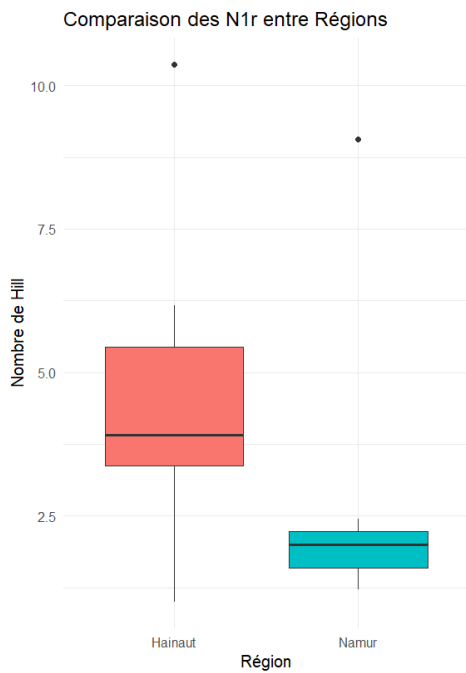


Fig. 12 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N1 rarifiés pour le groupe des syrphes pour chaque site et dans chaque région.

Même constat que pour N0r, il n'y a aucun effet significatif. Mais en retirant la valeur extrême, l'effet de la région est moindre que pour N0r (*Estimate* = $-7.903e-01$, $p = 0.0569$).

En ne gardant que la région comme variable explicative, on constate qu'il y a toujours moins d'espèces à Namur (*Estimate* = -0.5853 , $p = 0.0139$).

N2r syrphes

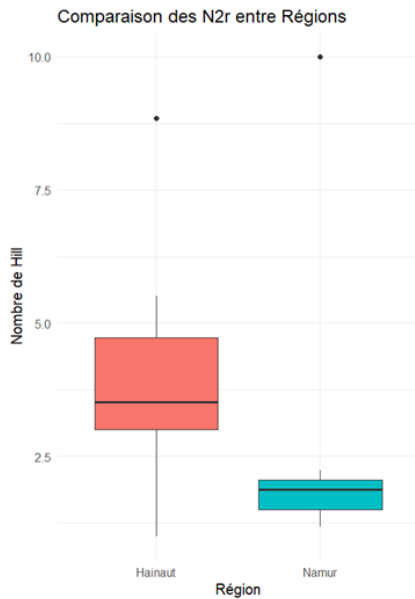


Fig. 13 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N2 raréfiés pour le groupe des syrphes pour chaque site et dans chaque région.

Il n'y a aucun effet significatif également pour N2r et en retirant la valeur extrême à Namur, l'effet de la région est encore plus faible que pour N1r ($Estimate = -7.502e-01$, $p = 0.0858$).

En ne gardant que la région comme variable explicative, on constate qu'il y a toujours moins d'espèces à Namur ($Estimate = -0.4707$, $p = 0.0539$).

4.5.2 Abeilles :

N0r abeilles

Le modèle indique un effet positif de la région et du pourcentage d'urbanisation sur le N0r des abeilles (respectivement : $Estimate = 8.854e-01$, $p = 0.0046$ et $Estimate = 4.841e+00$, $p = 0.0042$). La richesse spécifique en plantes à fleurs aurait un effet négatif ($Estimate = -2.608e-02$, $p = 0.0176$). Il y aurait donc plus d'abeilles quand il y a plus d'environnements urbains. Il y a également plus d'abeilles à Namur que dans le Hainaut.

Un deuxième modèle a été réalisé en retirant le site ayant une valeur extrême présent dans le Hainaut (cf. fig. 14). Dans ce cas de figure, il ne reste plus que la région qui a un effet positif significatif sur N0r ($Estimate = 6.863e-01$, $p = 0.0418$).

En faisant le même modèle mais en ne gardant que la région comme variable explicative, on ne constate pas d'effets de la région ($Estimate = 0.1675, p = 0.482$).

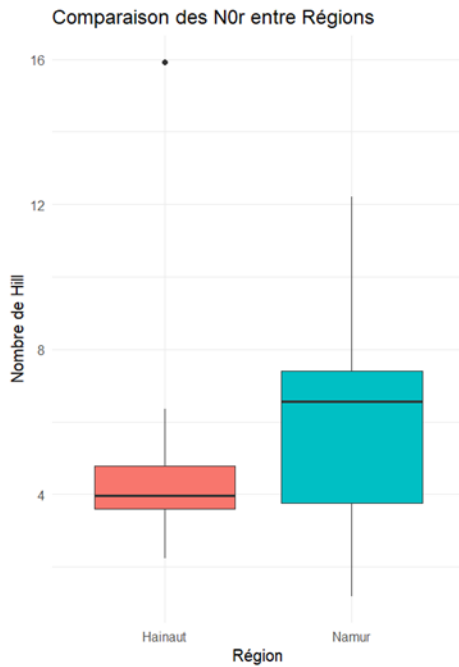


Fig. 14 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N0 raréfiés pour le groupe des abeilles pour chaque site et dans chaque région.

N1r abeilles

Pour les espèces abondantes N1r, il y a toujours plus d'espèces à Namur que dans le Hainaut ($Estimate = 9.945e-01, p = 0.00393$). L'urbanisation a toujours un effet positif ($Estimate = 4.383e+00, p = 0.01889$). La richesse en plantes a également un effet négatif ($Estimate = -2.671e-02, p = 0.02718$) mais en retirant du modèle le site ayant la valeur extrême, il n'y a également plus que l'effet positif de la région qui est significatif ($Estimate = 8.619e-01, p = 0.0189$).

En ne gardant que la région comme variable explicative, on ne constate également pas d'effets.

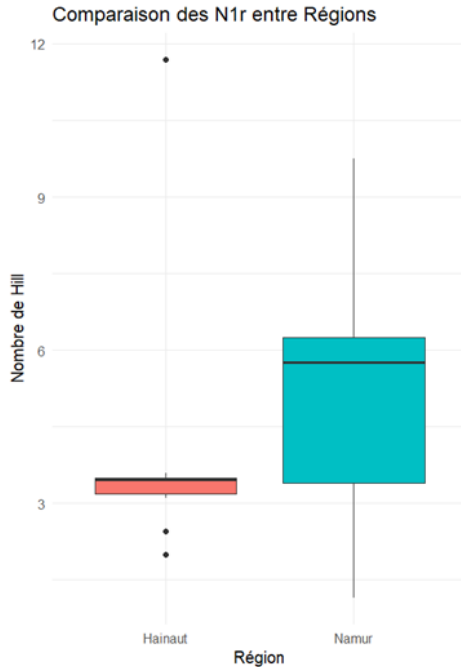


Fig. 15 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N1 raréfiés pour le groupe des abeilles pour chaque site et dans chaque région.

N2r abeilles

Tout comme pour les résultats pour les nombres de Hill raréfiés N0 et N1. On constate un effet positif significatif de la région de Namur et de l'urbanisation (respectivement : $Estimate = 1.092e+00$, $p = 8.95e-10$; $Estimate = 3.136e+00$, $p = 0.000243$). Il y a plus d'espèces dominantes à Namur et les milieux urbains semblent attirer plus d'espèces. Par contre, les pelouses d'intérêt et la richesse en plantes ont un effet négatif sur la richesse en pollinisateurs (respectivement : $Estimate = -2.735e+00$, $p = 0.036931$; $Estimate = -2.989e-02$, $p = 5.21e-06$). En retirant le site ayant la valeur extrême, il ne reste que l'effet positif de la région de Namur et de l'urbanisation (respectivement : $Estimate = 1.056e+00$, $p = 8.61e-09$; $Estimate = 2.524e+00$, $p = 0.02849$).

Comme pour N0r et N1r, en ne prenant en compte que la région en variable explicative dans le modèle, celle-ci n'a pas d'effets significatifs.

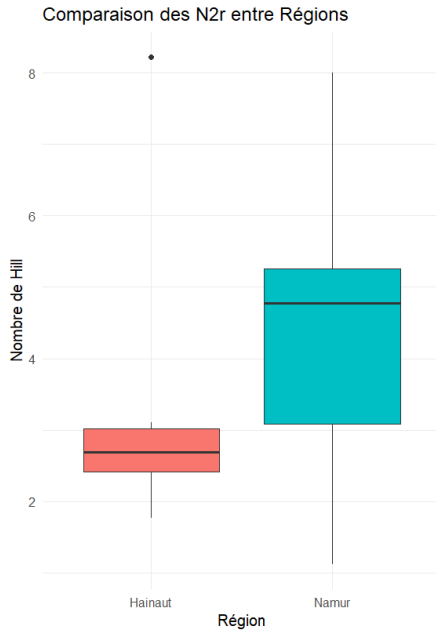


Fig. 16 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N2 raréfiés pour le groupe des abeilles pour chaque site et dans chaque région.

4.5.3 Papillons

N'ayant pas l'abondance des papillons, il n'est pas possible de faire un modèle uniquement sur la richesse spécifique N0. Il semble sur la figure 17 qu'il n'y ait pas de site ayant une valeur extrême pour ce groupe de pollinisateurs et que la richesse spécifique semble être dans les deux régions aux alentours de 12 espèces. Le modèle montre un effet positif modérément significatif de la richesse en plantes (*Estimate* = 1.572e-02, *p* = 0.0584).

En ne gardant que la région comme variable explicative, on ne constate pas d'effets significatifs.

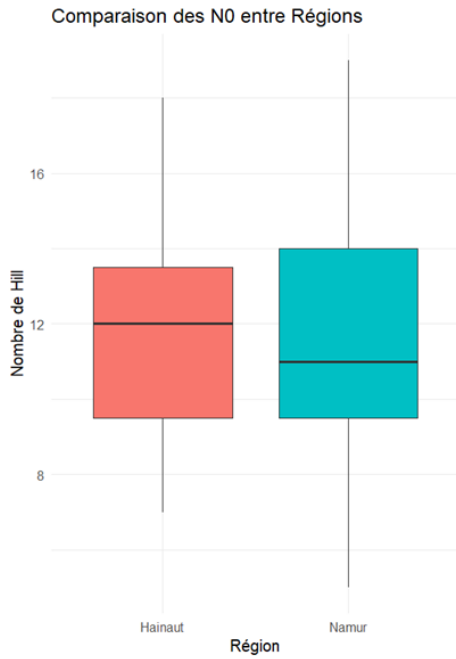


Fig. 17 : Graphiques en boîte des différents nombres de Hill N0 pour le groupe des abeilles pour chaque site et dans chaque région.

5. Discussion

5.1 Paysage et connectivité

A l'origine, en Belgique, le paysage était dominé par des forêts constituées principalement de hêtres et de chênes. Mais petit à petit, l'Homme a déboisé la région ce qui a ouvert le paysage et mené à l'apparition de nombreuses pelouses. Celles-ci ont été maintenues pendant des années par le pâturage.

L'essor de l'agriculture en Belgique est un événement suivant son indépendance en 1830. A la fin du 19^e siècle, la Belgique devient le pays le mieux cultivé et le plus productif d'Europe. Au début du 20^e siècle, les grandes cultures sont rares et peu d'entre elles dépassent les 30 hectares. Mais avec le temps, le nombre de fermiers a diminué pour descendre jusqu'à 2,1% de la population en 2001. Cela est principalement dû aux revenus insuffisants des petits exploitants (Georges-Henri, 2000). Selon le site Statbel, la superficie moyenne des exploitations agricoles a triplé depuis 1980 (<https://statbel.fgov.be>). Il y a donc moins de fermiers que par le passé mais le développement de machines agricoles et l'utilisation d'engrais ont permis l'augmentation de la superficie d'exploitation. Les pelouses devaient donc être plus présentes avant l'industrialisation et le développement des nouvelles techniques agricoles.

Mais un autre facteur impacte la diminution du nombre et de la surface des pelouses : l'augmentation de la démographie et l'urbanisation qui en résulte. L'augmentation de la démographie est due à l'amélioration des conditions de vie mais également de la mondialisation qui a facilité les flux migratoires. En 2023, la province du Hainaut comptait plus de 1 300 000 habitants pour seulement un peu plus de 500 000 habitants dans la province de Namur (<https://statbel.fgov.be>). Cette différence démographique explique donc la différence de surface artificielle entre les deux régions. La province du Hainaut est la plus peuplée de Wallonie. Cela est notamment dû au développement industriel. Le Hainaut était le pôle attractif dans la seconde moitié du 19^e siècle. C'était le centre économique de la sidérurgie et de l'industrie du charbon (Desama, 1985).

La connectivité à Namur est donc également meilleure que dans le Hainaut car il y a moins de barrières physiques empêchant le déplacement des populations de pollinisateurs. La Belgique est l'un des pays ayant l'une des densités de routes les plus élevées au monde (Thomas & Verhetsel, 1999). De plus, l'urbanisation ne se présente pas toujours comme des zones artificialisées aux

frontières bien déterminées. L'expansion des villes ne se fait pas qu'en augmentant la surface artificielle de manière concentrique en partant du centre. Il existe d'autres types d'expansion fréquemment rencontrés en Belgique comme l'étalement urbain plus diffus le long des routes ou encore l'extension des villages avoisinants afin de former de nouveaux noyaux urbains (Antrop, 2004; Verbeek et al., 2014).

De plus, les pelouses calcaires en Belgique se retrouvent principalement au niveau de la Meuse et du Viroin et au bassin karsique de Han-sur-Lesse (Pauly & Vereecken, 2018). Sur la carte des différents types de sols en Wallonie (cf. annexe 3), la couleur bleu foncé et la couleur rose foncé correspondent aux types de sols pouvant accueillir cet habitat (respectivement les sols limono-caillouteux à charge calcaire ou contenant du calcaire et à drainage naturel quasi-exclusivement favorable et les sols limono-caillouteux à charge de grès calcaire ou de grès argilo-calcaire et à drainage naturel favorable à imparfait). Ces sols sont relativement peu représentés dans le Hainaut. Mais en regardant de plus près, certaines zones semblent tout de même présenter un sol calcaire et pourraient être aménagées afin d'offrir de nouveaux habitats pour les pollinisateurs. Pour les pelouses humides, celles-ci sont présentes sur un plus grand nombre de types de sols. Ce qui les rend moins rares.

5.2 Diversité de plantes

Le modèle GLM3 montre un effet négatif de la présence de pelouses d'intérêt sur la diversité de plantes. Cela pourrait être expliqué par la présence de plantes envahissantes et diversifiées dans les milieux ruraux perturbés ayant moins de pelouses d'intérêt dans les alentours. En effet, les pelouses périurbaines peuvent présenter une richesse et une diversité d'espèces de plantes plus élevées selon plusieurs études même si en général la végétation a tendance à s'homogénéiser dans ces milieux perturbés (Blouin et al., 2019; Du Toit et al., 2020; Güler, 2020).

Mais cependant, on constate deux sites extrêmes dans le Hainaut (cf. Fig 10). Ces deux sites pourraient influencer le modèle disant qu'il y a moins de plantes en présence de pelouses d'intérêt. Une plus grande quantité de sites d'échantillonnage pourrait palier ce genre de problème et mener à des conclusions plus robustes statistiquement. De plus, la précision du relevé floral peut être différente entre les deux régions car celui-ci n'a pas été réalisé par le même expérimentateur et n'a pas été fait la même année.

Dans le modèle GLM1.1, on ne constatait pas moins de pelouses d'intérêt autour des pelouses calcaires de Namur qui présentent une richesse spécifique en plantes plus élevée. On aurait pu s'attendre à un plus grand nombre de pelouses à Namur. Le fait que ça ne soit pas le cas peut être dû à un paysage forestier plus dense. De plus, l'agriculture et l'élevage intensifs actuels ne favorisent pas le pâturage sur de petites parcelles de pelouses comme cela était plus fréquent par le passé (Georges-Henri, 2000).

Cependant, des projets de réhabilitation de ces pelouses existent et sont mis en place notamment en Belgique. On peut citer le projet Life Héliantheme mené par Natagora et Natuurpunt qui a reconstitué un réseau de 154 ha de pelouses calcaires et de pelouses sur rochers. Ces sites continuent d'être entretenus et des clôtures sont installées sur la plupart d'entre eux pour permettre le pâturage (<https://www.life-heliantheme.eu>).

Malgré le fait qu'il n'y ait pas significativement plus de pelouses dans le paysage aux alentours des sites à Namur comparé au Hainaut, il y a tout de même une plus grande richesse spécifique en plantes à Namur. Cela peut simplement être dû à l'habitat de référence choisi pour Namur. Les pelouses calcaires sont connues pour présenter un microclimat chaud et une grande diversité de fleurs associées (Baur & Erhardt, 1995; Steffan-Dewenter & Tschardt, 2002).

Comme plantes rencontrées sur les pelouses calcaires, il est notamment possible d'observer de nombreuses espèces d'orchidées dont l'espèce *Ophrys apifera*. Malheureusement, en juin 2023, les orchidées qui fleurissent au printemps n'étaient déjà plus présentes lors des échantillonnages. D'autres espèces de plantes étaient relativement très présentes sur les pelouses calcaires comme *Lotus corniculatus* de la famille des *Fabaceae*, *Origanum vulgare*, *Thymus vulgaris*, de la famille des *Lamiaceae*, *Helianthemum nummularium* de la famille des *Cistaceae* ou encore *Hypericum perforatum* de la famille des *Hypericaceae*. Certaines espèces de plantes ne sont présentes que dans une province et pas une autre comme par exemple *Hypericum perforatum*. C'est logique car c'est une plante héliophile et calcicole ce qui correspond totalement aux pelouses calcaires. Cela ne veut pourtant pas dire que cette plante n'est absolument pas présente dans le Hainaut. Mais, on ne la retrouve pas dans les pelouses humides (Streeter, 2017).

Le fait qu'il y ait plus de plantes à Namur pourrait simplement être expliqué par l'effet des pelouses calcaires utilisées comme habitat de référence qui accueillent une plus grande diversité de fleurs comparé aux pelouses humides. Mais d'autres facteurs pourraient intervenir comme l'urbanisation

et la quantité d'azote dans le sol (Burkle & Irwin, 2010; Güler, 2020). Malheureusement, les pelouses calcaires sont très peu présentes dans le Hainaut et il n'a pas été possible dans le cadre de cette étude de comparer le même habitat semi-naturel pour les deux provinces. L'azote reste malgré tout un facteur abiotique important qui mériterait d'être investigué. L'évolution de l'agriculture traditionnelle vers l'agriculture moderne a mené à l'utilisation d'engrais azotés pour augmenter les rendements de production. Ces composés azotés peuvent se répandre sur de larges zones et influencer le paysage et la communauté de plantes. Il a notamment été trouvé des espèces nitrophiles comme *Urtica dioica* sur les pelouses humides. Les pelouses calcaires ne présentaient pas d'espèces nitrophiles typiques comme l'ortie ce qui pourrait laisser penser que la présence d'azote dans le sol à Namur est plus faible que dans le Hainaut. De plus, le changement de communauté de fleurs pour des espèces nitrophiles peut désavantager les pollinisateurs et particulièrement les espèces spécialisées aux plantes indigènes du milieu en question (Carvalho et al., 2020).

5.3 Diversité pollinisateurs

5.3.1 Collecte de données

La méthode d'échantillonnage utilisée dans cette étude et provenant du protocole de SAFEGUARD n'est peut-être pas la plus adaptée dans le cas d'une comparaison de diversité de pollinisateurs. Le protocole de SAFEGUARD est optimisé de sorte à être le plus standardisé possible. Il se veut applicable par de nombreux acteurs différents en Europe en limitant les coûts et le temps de collecte (<https://www.safeguard.biozentrum.uni-wuerzburg.de>). Mais de ce fait, l'utilisation de transects à traverser en un temps donné ne couvre pas toutes les espèces pouvant se trouver sur un site. Il pourrait manquer dans le jeu de données des espèces rares. Cela a pu donc rapprocher les valeurs de N0 et de N1 (cf. annexes 10 à 13). Cela peut donner l'impression qu'un site a une meilleure équitabilité que ce qu'il en est en réalité. C'est-à-dire que le modèle considère que les espèces sont représentées en proportion plus égales au sein du site que ce qu'il en est réellement (Daly et al., 2018). De plus, l'échantillonnage a été réalisé sur 3 mois (de juin à août) et des espèces de printemps peuvent avoir été manquées. Le début de printemps est une période importante pour la collecte de ressources chez de nombreux insectes pollinisateurs dans les régions tempérées (Moquet et al., 2015).

L'utilisation de quadrat d'échantillonnage est une autre possibilité pour remplacer le transect (Fiordaliso et al., 2022). Le relief de certains sites pouvait rendre certains passages du transect difficiles à pratiquer ce qui a pu influencer l'effort d'échantillonnage. L'expérimentateur était le même pour une session d'échantillonnage mais il pouvait changer pour la session suivante. Toutes les collectes ont été réalisées avec un filet et il a été prouvé que la collecte au filet était influencé par l'identité et l'expérience du collecteur (Westphal et al., 2008; Nielsen et al., 2011). Cependant, toutes les collectes ont été réalisées par des étudiants en biologie. La méthode du filet tend également à surreprésenter des espèces de pollinisateurs plus lentes et plus grandes en taille (Prendergast et al., 2020). Une possibilité pourrait être d'ajouter des pan traps pour compléter l'échantillonnage mais cette méthode ne donne pas d'informations sur la plante visitée par le pollinisateur contrairement à l'utilisation d'un filet (Leclercq et al., 2022).

Abeilles

Les abeilles présentent une richesse spécifique plus haute à Namur et une équitabilité également plus haute car la richesse spécifique est toujours meilleure comparé au Hainaut pour tous les nombres de Hill (N0r, N1r et N2r) (*cf.* annexes 12 et 13). Il semblerait qu'il y ait plus d'espèces rares à Namur que dans le Hainaut. En effet, comme dit plus haut, les pelouses calcaires sont des hotspots de biodiversité de plantes et de pollinisateurs (Baur & Erhardt, 1995; Steffan-Dewenter & Tschardt, 2002). La liste des espèces capturées par région ainsi que leur statut de conservation IUCN est disponible en annexe pour les trois groupes taxonomiques étudiés lors de cette étude (*cf.* annexes 4, 5 et 6).

Le site ayant une valeur extrême en termes de diversité est un site situé à Ronveaux dans le Hainaut. Ce site est une ancienne carrière de craie et il possède une diversité d'abeilles très élevée pour la région. La carrière fut exploitée d'abord en milieu souterrain puis en surface. La craie était utilisée comme engrais dans les champs. La carrière laissée à l'abandon bénéficie aujourd'hui d'un statut de réserve naturelle depuis 2005 (Caubergs, 1991). Le fait que le site soit une ancienne carrière peut expliquer cette diversité d'abeilles. Ces anciennes carrières offrent notamment d'importants sites de nidification pour de nombreuses espèces terricoles comme le genre *Colletes* de la famille des *Colletidae* ou le genre *Andrena* de la famille des *Andrenidae*. (Hefetz et al., 1979; Fiordaliso et al., 2022; Kettermann et al., 2022). Elles sont également de bons refuges pour des espèces thermophiles

(Lemoine, 2015; Heneberg & Bogusch, 2020). Des espèces faisant parties de ces genres ont, de ce fait, été retrouvées sur le site. La présence de zones urbaines proches pourrait aussi favoriser certaines espèces opportunistes (Martins et al., 2017).

Syrphes

La diversité de syrphes semble plus faible à Namur que dans le Hainaut. Cela peut s'expliquer par le fait que beaucoup d'espèces proviennent de milieux humides. Les pelouses calcaires ne semblent pas être l'habitat le plus favorable pour maximiser leur diversité. Cependant, les syrphes présentent une diversité écologique très diversifiée comme présenté dans l'introduction (Rotheray & Gilbert, 2011; Rodríguez-Gasol et al., 2020). Cela rend l'élaboration de conclusions difficile pour ce groupe. Il semblerait que le plus intéressant serait la présence d'une multitude d'habitats connectés permettant d'accueillir le plus d'espèces. Une étude sur la présence de pucerons pourrait notamment donner plus d'informations sur les espèces aphidiphages de syrphes (Rodríguez-Gasol et al., 2020).

Les modèles les concernant ont également été influencés par la présence d'un site comme valeur extrême. Le site en question est un SGIB provenant de Namur. Ce site a fait l'objet de déboisement dans le cadre d'un projet Life. Sa présence en lisière de forêt pourrait expliquer qu'un plus grand nombre d'espèces de syrphes ait été enregistré (Rotheray & Gilbert, 2011).

Papillons

La diversité de papillons est comparable entre les deux régions. Cependant, ce ne sont pas les mêmes espèces que l'on retrouve entre Namur et le Hainaut. L'abondance n'a pas été observée et celle-ci aurait pu marquer une différence entre les deux régions notamment en termes d'équitabilité des communautés de papillons. Les pelouses calcaires sembleraient montrer un plus grand nombre d'espèces en abondance ainsi qu'un plus grand nombre d'espèces rares. De nombreuses espèces sont spécialisées à une fleur à cause de l'écologie de leur chenille comme expliqué dans l'introduction. Ce ne serait donc pas la richesse spécifique selon les résultats qui impacterait la présence de papillons mais c'est la composition florale qui aurait une importance (Menken et al., 2009). Les pelouses calcaires, ayant des espèces de plantes héliophiles et calcicoles que l'on ne retrouve qu'à cet endroit

dans nos régions, possèderaient une communauté de papillons différente en termes d'espèces que les milieux humides.

5.3.2 Quelques espèces d'intérêt mises en avant.

Comme dernier point abordé dans ce mémoire, il a été choisi de présenter quelques espèces de pollinisateurs typiques dont certaines relativement rares en Belgique. Le choix s'est fait à partir de *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS) réalisés sur les données (*cf.* annexes 17 à 19). Cette méthode d'analyse multivariée permet de visualiser la similarité entre les sites étudiés dans un espace de faible dimension (Salako et al., 2013). Cela a permis de mettre en évidence des espèces d'intérêt présente que à Namur ou que dans le Hainaut dans le jeu de données afin de les présenter brièvement.

Abeilles mises en avant

Trachusa byssina



Fig. 18 : *Trachusa byssina* © Gilles San Martin via flickr.com

C'est la seule espèce du sous genre (*Trachusa*) et elle fait partie de la famille des *Megachilidae*. Elle mesure entre 11 et 12 mm. Les mâles présentent des tâches claires sur le corps et une tête jaune. Les femelles ont un thorax pourvu de poils roux. La face ventrale de l'abdomen de la femelle est pourvue d'une brosse de récolte de couleur blanche afin de récolter le pollen. Elles sont univoltines et ont une période de début juin à mi-août. Elle butine sur des fleurs de la famille des *Fabaceae* et notamment sur le *Lotus corniculatus* que l'on retrouve dans les pelouses calcaires étudiées. C'est une espèce thermophile (PAUL WESTRICH, 2019).

Elle nidifie dans des endroits légèrement inclinés, peu envahis par la végétation et plus ou moins exposés au sud. Elle colonise différents types de sols mais le plus souvent des sols sablonneux ou des loess. Elle creuse son nid dans le sol seule ou en petites colonies. Les cellules du couvain sont faites de différentes feuilles d'arbres et d'herbes. Le tout est solidifié par de la résine de conifère. Les femelles peuvent fourrager entre 100 et 200m de nid (PAUL WESTRICH, 2019).

En Belgique, cette espèce n'est pas présente dans le Hainaut. On la retrouve notamment dans des prairies pauvres souvent en lisière de forêts orientées vers le sud (<https://observation.org>).

Megachile pyrenaea



Fig. 19 : *Megachile pyrenaea* © Hulterstad via flickr.com

Cette espèce fait partie de la famille des *Megachilidae*. Elle mesure entre 11 et 13 mm. La femelle a son scutellum centré avec une protubérance bosselée. C'est une espèce très rare présente dans des habitats chauds et secs comme les pelouses sèches. Elle est probablement polylectique. On la retrouve à butiner notamment sur des *Asteraceae* ou des *Dipsacaceae*. Elles sont univoltines et ont une période de vol de juillet à septembre (PAUL WESTRICH, 2019).

Elle nidifie dans des fissures dans la terre ou sous des pierres. Elle utilise des feuilles de différents arbres comme le bouleau pour construire les cellules (PAUL WESTRICH, 2019).

En Belgique, il n'y a pas d'observations dans le Hainaut (<https://observation.org>).

Halictus simplex

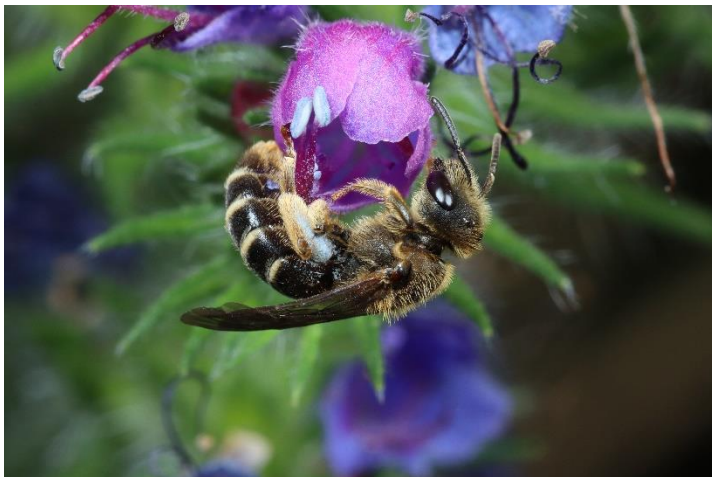


Fig. 20 : *Halictus simplex* © terraincognita96 via flickr.com

C'est une espèce de la famille des Halictidae. Elle mesure entre 9 et 11 mm. On la retrouve dans les prairies maigres, les carrières de sable ou encore les gravières. Elle n'a pas de préférence pour un certain type de sol (PAUL WESTRICH, 2019).

Elle nidifie dans des cavités qu'elle creuse elle-même dans le sol. Elle est polylectique. Elle butine notamment sur des *Asteraceae* ou des *Dipsacaceae*. Elles hivernent et les femelles apparaissent en avril alors que les mâles n'apparaissent qu'à partir de fin juin. Un individu de chaque sexe a été retrouvé sur l'une des pelouses calcaires étudiée (PAUL WESTRICH, 2019).

En Belgique, on retrouve des observations à l'Est du pays mais il ne semble pas en avoir dans le Hainaut (<https://observation.org>).

Syrphes mis en avant

Paragus haemorrhous



Fig. 21 : *Paragus haemorrhous* © Steven Falk via flickr.com

Il fait partie d'un genre de syrphe composé de 8 espèces en Belgique. Ce sont de petites mouches à la face jaune et légèrement en saillie avec une ligne médiane noire. Il mesure entre 4 et 6 mm. Le corps est entièrement noir. On le retrouve dans des milieux secs comme des prairies et landes. Les adultes planent souvent au-dessus du sol nu. Il a une période de vol d'avril à octobre. Les larves sont aphidiphages sur des plantes herbacées basses (Morris & Ball, 2015; Schulten, 2018).

En Belgique, la plupart des observations sont en Flandre et entre la province de Namur et Liège (<https://observation.org>).

Helophilus trivittatus



Fig. 22 : *Helophilus trivittatus* © Steven Falk via flickr.com

Il ne présente pas de bande centrale noire sur la face contrairement aux autres espèces communes d'*Helophilus*. Il a des marques jaunes sur le corps qui finissent plus étendues au niveau de l'abdomen. C'est une espèce migratrice que l'on retrouve souvent le long des grands cours d'eau. Il visite de nombreuses fleurs dans une grande variété d'habitats ouverts humides ou secs. Il a une période de vol d'avril à octobre. La larve est détritivore associée aux rhizomes en décomposition de plantes (Morris & Ball, 2015; Schulten, 2018).

En Belgique, il se retrouve dans tout le pays (<https://observation.org>).

Eristalis tenax



Fig. 23 : *Eristalis tenax* © Hans via flickr.com



Fig. 24 : larve aquatique d'Eristale © LoKiLeCh

Il mesure entre 14 et 16 mm. Leurs yeux composés ont deux rangées de poils disposées verticalement. Il fait du mimétisme d'abeilles mellifères. Il a une période de vol de janvier à décembre. Les adultes butinent dans de multiples habitats dont les zones sèches. La larve est aquatique et peut respirer l'air de la surface à l'aide d'un long appendice tubulaire (Thompson, 1997; Morris & Ball, 2015; Schulten, 2018).

Il est très commun en Belgique (<https://observation.org>).

Papillons mis en avant

Melanargia galathea

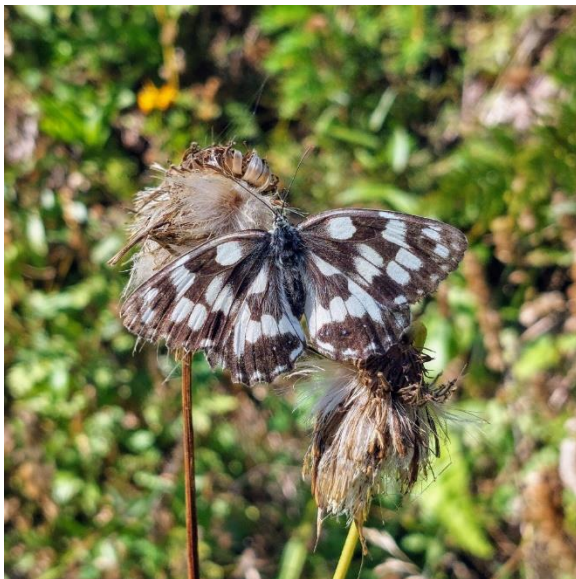


Fig. 25 : *Melanargia galathea* ©Dieter dobnik via observation.org

C'est une espèce faisant partie de la famille des *Nymphalidae* et de la sous-famille des *Satyrinae*. Il a une envergure de 46 à 56 mm. Les ailes sont ornées de marques blanches et grises ou brun foncé. Le dessous des ailes postérieures présente une rangée d'ocelles gris. On le retrouve dans les clairières, les prairies et en lisière de forêt. Sa chenille se nourrit de diverses graminées. La femelle pond ses œufs sur les tiges. Les adultes ont une période de vol de début juin à début septembre. On en croise souvent dans des milieux chauds et ensoleillés (Hardy et al., 2007; Tolman & Lewington, 2009, 2015).

En Belgique, il est peu observé en Flandre. Il a été observé à l'Est du Hainaut mais se trouve majoritairement dans la province de Namur, Liège et du Luxembourg (<https://observation.org>).

Thymelicus acteon



Fig. 26 : *Thymelicus acteon* ©Kasta via flickr.com

Cette espèce fait partie de la famille des HesperIIDae. Il a une envergure de 24 à 28 mm. C'est le plus petit papillon de ce genre en Europe. Il possède des ailes sombres de couleur brune avec des teintes brun-olive. Les femelles ont un cercle distinct doré sur chaque aile antérieure. On le retrouve principalement dans des prairies maigres calcaires. *Brachipodium pinnatum* est la graminée sur laquelle la femelle pond ses œufs et dont ses chenilles se nourrissent. L'adulte a une période de vol de juillet à début septembre (Hardy et al., 2007; Tolman & Lewington, 2009, 2015).

En Belgique, l'espèce est très rare et on retrouve des observations à Namur et dans le Sud de la province du Luxembourg (<https://observation.org>).

Lysandra coridon



Fig. 27 : *Lysandra coridon* © Laura Lago Fernández via flickr.com

C'est une espèce de la famille des *Lycaenidae*. Il a une envergure de 30 à 36 mm. Les mâles sont bleu pâle et les femelles sont brunes. Ils possèdent des fragments en damier sur le bord de leurs ailes. On le retrouve notamment dans des prairies calcaires et ils ont tendance à être sédentaires. Il a une période de vol de juin à octobre. C'est une espèce univoltine et monophage. Les chenilles se nourrissent exclusivement d'*Hippocrepis comosa*.

En Belgique, il est très rare. La plupart des observations sont dans la province de Namur mais on en a observé dans la province de Liège et du Luxembourg. Quelques observations ont été faites également en Flandre (<https://observation.org>).

6. Conclusion et perspectives

En conclusion, cette étude est un premier aperçu sur la différence de communautés de pollinisateurs entre les deux régions que sont le Hainaut et Namur. Cette différence a pu être mise en évidence en utilisant deux habitats d'intérêt que sont les pelouses calcaires et les pelouses humides chacune respectivement propre à ces deux provinces.

La région de Namur étant une zone moins perturbée par l'activité humaine que le Hainaut, il est de ce fait normal d'y trouver une plus grande diversité de plantes et de pollinisateurs. Cependant, les résultats ont été plus nuancés que prévu notamment pour la diversité de syrphes du Hainaut.

De plus, le paysage à Namur n'a pas semblé présenter plus de pelouses d'intérêt que dans le Hainaut. Mais de par son historique, l'urbanisation et ses surfaces artificielles représentent une moindre portion du paysage que dans le Hainaut. L'urbanisation a de nombreux aspects négatifs sur la biodiversité mais certaines espèces opportunistes peuvent en tirer profit (Martins et al., 2017).

Cette étude a plus tenté de trouver des réponses sur les différences de communautés de pollinisateurs en se penchant sur la richesse spécifique en plantes mais une étude plus poussée sur la composition florale pourrait donner davantage d'informations sur les espèces de pollinisateurs présentes sur un site et particulièrement pour les papillons qui peuvent être très spécialisés à une plante précise.

Pour approfondir le sujet, il serait intéressant d'élargir les habitats étudiés pour d'autant plus caractériser chacune des régions en apportant un effort d'échantillonnage plus conséquent en termes de sessions d'échantillonnage. La collecte de données pourrait également se faire sur plusieurs années afin de comparer les variations qui pourraient se présenter notamment par des moyennes de températures annuelles plus élevées ou plus basses. D'autres facteurs abiotiques pourraient être ajoutés aux modèles comme par exemple la présence d'azote dans le sol.

7. Références

- Ackerman, J. D. (2000). Abiotic pollen and pollination: Ecological, functional, and evolutionary perspectives. In A. Dafni, M. Hesse, & E. Pacini (Eds.), *Pollen and Pollination* (pp. 167–185). Springer Vienna. https://doi.org/10.1007/978-3-7091-6306-1_9
- Amiet, F., Müller, A., & Neumeyer, R. (1999). Fauna Helvetica 4, Apidae 2 (Colletes, Dufourea, Hylaeus, Nomia, Nomioides, Rhophitoides, Rophites, Sphecodes, Systropha). *Centre Suisse de Cartographie de La Faune & Schweizerische Entomologische Gesellschaft*.
- Antoine, C. M., & Forrest, J. R. K. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees: A review. *Ecological Entomology*, 46(2), 143–159. <https://doi.org/10.1111/een.12986>
- Antrop, M. (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67(1–4), 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- Ball, S. (2024). *Britain’s Hoverflies: A Field Guide to the Hoverflies of Great Britain and Ireland Third Edition Fully Revised and Updated*. Princeton University Press.
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., & Matthews, T. J. (2011). Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. *PLoS ONE*, 6(8), e23459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023459>
- Baur, B., & Erhardt, A. (1995). Habitat Fragmentation and Habitat Alterations: Principal Threats to Most Animal and Plant Species. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 4(4), 221–226. <https://doi.org/10.14512/gaia.4.4.5>
- Bellard, C., Marino, C., & Courchamp, F. (2022). Ranking threats to biodiversity and why it doesn’t matter. *Nature Communications*, 13(1), 2616. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30339-y>
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351–354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>

Blouin, D., Pellerin, S., & Poulin, M. (2019). Increase in non-native species richness leads to biotic homogenization in vacant lots of a highly urbanized landscape. *Urban Ecosystems*, 22(5), 879–892. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00863-9>

Bonelli, S., Witek, M., Canterino, S., Sielezniew, M., Stankiewicz-Fiedurek, A., Tartally, A., Balletto, E., & Schönrogge, K. (2011). Distribution, host specificity, and the potential for cryptic speciation in hoverfly *Microdon myrmicae* (Diptera: Syrphidae), a social parasite of *Myrmica* ants. *Ecological Entomology*, 36(2), 135–143. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2010.01253.x>

Brook, B., Sodhi, N., & Bradshaw, C. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>

Brosi, B. J. (2016). Pollinator specialization: From the individual to the community. *New Phytologist*, 210(4), 1190–1194. <https://doi.org/10.1111/nph.13951>

Brotherton, S. J., & Joyce, C. B. (2015). Extreme climate events and wet grasslands: Plant traits for ecological resilience. *Hydrobiologia*, 750(1), 229–243. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2129-5>

Buchholz, S., & Egerer, M. H. (2020). Functional ecology of wild bees in cities: Towards a better understanding of trait-urbanization relationships. *Biodiversity and Conservation*, 29(9–10), 2779–2801. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02003-8>

Burkle, L. A., & Irwin, R. E. (2010). Beyond biomass: Measuring the effects of community-level nitrogen enrichment on floral traits, pollinator visitation and plant reproduction. *Journal of Ecology*, 98(3), 705–717. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01648.x>

Cane, J. H. (1979). The Hind Tibiotarsal and Tibial Spur Articulations in Bees (Hymenoptera: Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 52(1), 123–137.

Carvalho, L. G., Biesmeijer, J. C., Franzén, M., Aguirre-Gutiérrez, J., Garibaldi, L. A., Helm, A., Michez, D., Pöyry, J., Reemer, M., Schweiger, O., Leon Van Den, B., WallisDeVries, M. F., & Kunin, W. E. (2020). Soil eutrophication shaped the composition of pollinator assemblages during the past century. *Ecography*, 43(2), 209–221. <https://doi.org/10.1111/ecog.04656>

Caubergs, M. (1991). *Inventaire de quelques anciennes mines et carrières souterraines de Wallonie: Essai d'archéologie minière*. Michel Caubergs.

- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C., Li, C., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C., Costello, M. J., & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292–314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- Chinery, M., & Leraut, P. (1998). Photo-guide des papillons d'Europe. Delachaux et Niestlé.
- Chowdhury, S., Fuller, R. A., Dingle, H., Chapman, J. W., & Zalucki, M. P. (2021). Migration in butterflies: A global overview. *Biological Reviews*, 96(4), 1462–1483. <https://doi.org/10.1111/brv.12714>
- Costa, J. T., & Pierce, N. E. (1997). Social evolution in the Lepidoptera: Ecological context and communication in larval societies. In J. C. Choe & B. J. Crespi (Eds.), *The Evolution of Social Behavior in Insects and Arachnids* (pp. 407–442). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CB09780511721953.021>
- Daly, A. J., Baetens, J. M., & De Baets, B. (2018). Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics*, 6(7), 119. <https://doi.org/10.3390/math6070119>
- Danforth, B. N., Cardinal, S., Praz, C., Almeida, E. A. B., & Michez, D. (2013). The Impact of Molecular Data on Our Understanding of Bee Phylogeny and Evolution. *Annual Review of Entomology*, 58(1), 57–78. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120811-153633>
- De Foucault, B. (1989). Structure formelle fonctionnelle des systemes prairiaux mésophiles. Applications agronomiques. Colloques Phytosociologiques XVI: "Phytosociologie et Pastoralisme". J. Cramer, Paris, 61–72.
- Desama, C. (1985). *Population et révolution industrielle: Évolution des structures démographiques à Verviers dans la première moitié du 19e siècle* (Vol. 243). Librairie Droz.
- Didham, R., Tylianakis, J., Gemmill, N., Rand, T., & Ewers, R. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(9), 489–496. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.001>
- Douma, J. C., & Weedon, J. T. (2019). Analysing continuous proportions in ecology and evolution: A practical introduction to beta and Dirichlet regression. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(9), 1412–1430.

- Doyle, T., Hawkes, W. L. S., Massy, R., Powney, G. D., Menz, M. H. M., & Wotton, K. R. (2020). Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1927), 20200508. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0508>
- Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrière, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N., Vray, S., Zambra, E., D'Haeseleer, J., & Michez, D. (2019). Belgian Red List of Bees (p. 141). Belgian Science Policy 2018.
- Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Gérard, M., Devaux, C., Rasmont, P., Vereecken, N. J., & Fontaine, C. (2020). Long-term effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium. *Global Change Biology*, 26(12), 6753–6766. <https://doi.org/10.1111/gcb.15379>
- Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Regional biodiversity in an agricultural landscape: The contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 4(2), 129–138.
- Du Toit, M. J., Kotze, D. J., & Cilliers, S. S. (2020). Quantifying Long-Term Urban Grassland Dynamics: Biotic Homogenization and Extinction Debts. *Sustainability*, 12(5), 1989. <https://doi.org/10.3390/su12051989>
- European Commission. Directorate-General for the Environment, International Union for Conservation of Nature, & Butterfly Conservation Europe. (2010). European red list of Butterflies. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/83897>
- Fijen, T. P. M., Scheper, J. A., Boom, T. M., Janssen, N., Raemakers, I., & Kleijn, D. (2018). Insect pollination is at least as important for marketable crop yield as plant quality in a seed crop. *Ecology Letters*, 21(11), 1704–1713. <https://doi.org/10.1111/ele.13150>
- Fiordaliso, W., Reverté, S., Wood, T., Barbier, Y., Rasmont, P., Lefèbvre, A., Looockx, M., Reese, A., Ruelle, E., & Michez, D. (2022). Inventaire et conservation des abeilles sauvages (Hymenoptera: Anthophila) du sillon industriel hainuyer (Belgique). *Belgian J Entomol*, 132, 1–64.
- Franklin, A. B., Noon, B. R., & George, T. L. (2002). What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*, 25, 20–29.
- Freitas, L. (2013). Concepts of pollinator performance: Is a simple approach necessary to achieve a standardized terminology? *Brazilian Journal of Botany*, 36(1), 3–8. <https://doi.org/10.1007/s40415-013-0005-6>

- Friedman, W. E. (2009). The meaning of Darwin's "abominable mystery." *American Journal of Botany*, 96(1), 5–21. <https://doi.org/10.3732/ajb.0800150>
- Fu, Q., Diez, J. B., Pole, M., García Ávila, M., Liu, Z.-J., Chu, H., Hou, Y., Yin, P., Zhang, G.-Q., Du, K., & Wang, X. (2018). An unexpected noncarpellate epigynous flower from the Jurassic of China. *eLife*, 7, e38827. <https://doi.org/10.7554/eLife.38827>
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>
- Gazzea, E., Batáry, P., & Marini, L. (2023). Global meta-analysis shows reduced quality of food crops under inadequate animal pollination. *Nature Communications*, 14(1), 4463. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-40231-y>
- Georges-Henri, D. (2000). Histoire de la Belgique. *Le Cri*.
- Gérard, M., Vanderplanck, M., Wood, T., & Michez, D. (2020). Global warming and plant–pollinator mismatches. *Emerging Topics in Life Sciences*, 4(1), 77–86. <https://doi.org/10.1042/ETLS20190139>
- Ghisbain, G., Rosa, P., Bogusch, P., Flaminio, S., Divelec, R. L., Dorchin, A., Kasperek, M., Kuhlmann, M., Litman, J., Mignot, M., Müller, A., Praz, C., Radchenko, V. G., Rasmont, P., Risch, S., Roberts, S. P. M., Smit, J., Wood, T. J., Michez, D., & Reverté, S. (2023). The new annotated checklist of the wild bees of Europe (Hymenoptera: Anthophila). *Zootaxa*, 5327(1), 1–147. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5327.1.1>
- Güler, B. (2020). Plant species diversity and vegetation in urban grasslands depending on disturbance levels. *Biologia*, 75(9), 1231–1240. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00484-0>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hardy, P. B., Sparks, T. H., Isaac, N. J. B., & Dennis, R. L. H. (2007). Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 138(3–4), 440–452. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.014>

Hartig, F. (2017). Package 'dharma.' *R Package*.

Hefetz, A., Fales, H. M., & Batra, S. W. T. (1979). Natural Polyesters: Dufour's Gland Macrocyclic Lactones Form Brood Cell Laminesters in *Colletes* Bees. *Science*, 204(4391), 415–417.

<https://doi.org/10.1126/science.204.4391.415>

Heneberg, P., & Bogusch, P. (2020). Identification of a previously overlooked anthropogenic habitat that attracts diverse assemblages of threatened bees and wasps. *Ecological Engineering*, 147, 105759. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105759>

Hsieh, T., Ma, K., Chao, A., & Hsieh, M. (2016). Package 'iNEXT.' *URL*
Http://Chaostatnthuedutw/Blog/Software-Download/(Accessed 228 2017).

Hochuli, P. A., & Feist-Burkhardt, S. (2013). Angiosperm-like pollen and Afropollis from the Middle Triassic (Anisian) of the Germanic Basin (Northern Switzerland). *Frontiers in Plant Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00344>

Howard, S. R., Shrestha, M., Schramme, J., Garcia, J. E., Avarguès-Weber, A., Greentree, A. D., & Dyer, A. G. (2019). Honeybees prefer novel insect-pollinated flower shapes over bird-pollinated flower shapes. *Current Zoology*, 65(4), 457–465. <https://doi.org/10.1093/cz/zoy095>

Howarth, B., Edmunds, M., & Gilbert, F. (2004). DOES THE ABUNDANCE OF HOVERFLY (SYRPHIDAE) MIMICS DEPEND ON THE NUMBERS OF THEIR HYMENOPTERAN MODELS? *Evolution*, 58(2), 367–375. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2004.tb01652.x>

Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., Van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S., & Loreau, M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>

Jacquemin, F., Violle, C., Rasmont, P., & Dufrêne, M. (2017). Mapping the dependency of crops on pollinators in Belgium. *One Ecosystem*, 2, e13738.

Jauker, F., Jauker, B., Grass, I., Steffan-Dewenter, I., & Wolters, V. (2019). Partitioning wild bee and hoverfly contributions to plant–pollinator network structure in fragmented habitats. *Ecology*, 100(2), e02569. <https://doi.org/10.1002/ecy.2569>

Joyce, C. B. (2014). Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecological Engineering*, 66, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.05.008>

- Keller, L. (2002). Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(5), 230–241. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02489-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02489-8)
- Kettermann, M., Poniowski, D., & Fartmann, T. (2022). Active management fosters species richness of wild bees in limestone quarries. *Ecological Engineering*, 182, 106733. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106733>
- Klaus, F., Tschardtke, T., Uhler, J., & Grass, I. (2021). Calcareous grassland fragments as sources of bee pollinators for the surrounding agricultural landscape. *Global Ecology and Conservation*, 26, e01474. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01474>
- Klein, A.-M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tschardtke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Knopper, L. D., Dan, T., Reising, D. D., Johnson, J. D., & Bowers, L. M. (2016). Sugar concentration in nectar: A quantitative metric of crop attractiveness for refined pollinator risk assessments. *Pest Management Science*, 72(10), 1807–1812. <https://doi.org/10.1002/ps.4321>
- Leclercq, J., Gaspar, C., Verstraeten, C., Marchal, J.-L., & Wonville, C. (1980). Analyse des 1600 premières cartes de l'atlas Provisoire des Insectes de Belgique et première liste rouge d'insectes menacés dans la faune belge. *Notes Fauniques de Gembloux*, 4.
- Leclercq, N., Marshall, L., Weekers, T., Anselmo, A., Benda, D., Bevk, D., Bogusch, P., Cejas, D., Drepper, B., Galloni, M., & others. (2022). A comparative analysis of crop pollinator survey methods along a large-scale climatic gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 329, 107871.
- Lecomte, H., Blerot, P., & Heyninck, C. (2017). La forêt wallonne en quelques chiffres. *Le Grand Livre de La Forêt*. Forêt Wallonne Asbl, 37–13.
- Lemoine, G. (2015). Les carrières de sable: Une opportunité pour les abeilles solitaires. *Établissement Public Foncier Nord-Pas de Calais & UNPG, Paris*.
- Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., & Klein, A.-M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461–471. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.003>

- Lindén, A., & Mäntyniemi, S. (2011). Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology*, 92(7), 1414–1421. <https://doi.org/10.1890/10-1831.1>
- Lord, E. M., & Russell, S. D. (2002). The Mechanisms of Pollination and Fertilization in Plants. *Annual Review of Cell and Developmental Biology*, 18(1), 81–105. <https://doi.org/10.1146/annurev.cellbio.18.012502.083438>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Lynch, H. J., Thorson, J. T., & Shelton, A. O. (2014). Dealing with under- and over-dispersed count data in life history, spatial, and community ecology. *Ecology*, 95(11), 3173–3180.
- Maes, D., & Van Dyck, H. (2001). Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? *Biological Conservation*, 99(3), 263–276. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00182-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00182-8)
- Marcoulides, K. M., & Raykov, T. (2019). Evaluation of variance inflation factors in regression models using latent variable modeling methods. *Educational and Psychological Measurement*, 79(5), 874–882.
- Marshman, J., Blay-Palmer, A., & Landman, K. (2019). Anthropocene Crisis: Climate Change, Pollinators, and Food Security. *Environments*, 6(2), 22. <https://doi.org/10.3390/environments6020022>
- Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2017). Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1359–1371. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0688-8>
- Mata, L., Andersen, A. N., Morán-Ordóñez, A., Hahs, A. K., Backstrom, A., Ives, C. D., Bickel, D., Duncan, D., Palma, E., Thomas, F., Cranney, K., Walker, K., Shears, I., Semeraro, L., Malipatil, M., Moir, M. L., Plein, M., Porch, N., Vesik, P. A., ... Lynch, Y. (2021). Indigenous plants promote insect biodiversity in urban greenspaces. *Ecological Applications*, 31(4), e02309. <https://doi.org/10.1002/eap.2309>

- Matteson, K. C., Grace, J. B., & Minor, E. S. (2013). Direct and indirect effects of land use on floral resources and flower-visiting insects across an urban landscape. *Oikos*, 122(5), 682–694. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20229.x>
- Mayer, C., Adler, L., Armbruster, W. S., Dafni, A., Eardley, C., Huang, S.-Q., Kevan, P. G., Ollerton, J., Packer, L., Ssymank, A., & others. (2011). Pollination ecology in the 21st century: Key questions for future research. *Journal of Pollination Ecology*, 3, 8–23.
- Menken, S. B. J., Boomsma, J. J., & Van Nieuwerkerken, E. J. (2009). LARGE-SCALE EVOLUTIONARY PATTERNS OF HOST PLANT ASSOCIATIONS IN THE LEPIDOPTERA: HOST PLANT USE IN THE LEPIDOPTERA. *Evolution*, 64(4), 1098–1119. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2009.00889.x>
- Meyer, B., Jauker, F., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10(2), 178–186. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2008.01.001>
- Michener, C. D. (2007). *The bees of the world* (2nd ed). Johns Hopkins University Press.
- Michez, D., RASMONT, P., TERZO, M., & VERECKEN, N. J. (2019). *Bees of Europe* (N.A.P. Editions).
- Midgley, J. J., & Bond, W. J. (1991). How important is biotic pollination and dispersal to the success of the angiosperms? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 333(1267), 209–215. <https://doi.org/10.1098/rstb.1991.0069>
- Moore, M. J., Bell, C. D., Soltis, P. S., & Soltis, D. E. (2007). Using plastid genome-scale data to resolve enigmatic relationships among basal angiosperms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(49), 19363–19368. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708072104>
- Moquet, L., Mayer, C., Michez, D., Wathelet, B., & Jacquemart, A.-L. (2015). Early spring floral foraging resources for pollinators in wet heathlands in Belgium. *Journal of Insect Conservation*, 19(5), 837–848. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9802-5>
- Morris, R., & Ball, S. (2015). *Britain's Hoverflies: A Field Guide-Revised and Updated Second Edition*. Princeton University Press.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Settele, J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B. E., Vaitis, M., Woyciechowski, M., Bazos, I., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Kunin, W. E., Tscheulin, T., Lamborn, E., & Petanidou, T. (2011). Assessing bee species richness in

two Mediterranean communities: Importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological Research*, 26(5), 969–983. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0852-1>

Nieto et al. & IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2014). European red list of bees. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/77003>

Oliveau, S., & Doignon, Y. (2016). La diagonale se vide ? Analyse spatiale exploratoire des décroissances démographiques en France métropolitaine depuis 50 ans. *Cybergeo*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.27439>

Ollerton, J. (2017). Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 353–376. <https://doi.org/10.1146/annurev-eolsys-110316-022919>

Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>

Orr, M. C., Hughes, A. C., Chesters, D., Pickering, J., Zhu, C.-D., & Ascher, J. S. (2021). Global Patterns and Drivers of Bee Distribution. *Current Biology*, 31(3), 451-458.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.10.053>

Osborne, J. L., Williams, I. H., & Corbet, S. A. (1991). Bees, pollination and habitat change in the European community. *Bee World*, 72(3), 99–116.

Papiorek, S., Junker, R. R., Alves-dos-Santos, I., Melo, G. A. R., Amaral-Neto, L. P., Sazima, M., Wolowski, M., Freitas, L., & Lunau, K. (2016). Bees, birds and yellow flowers: Pollinator-dependent convergent evolution of UV patterns. *Plant Biology*, 18(1), 46–55. <https://doi.org/10.1111/plb.12322>

Pauly, A. (2015). Clés Illustrées Pour L'identification des Abeilles de Belgique et des Régions Limitrophes (Hymenoptera: Apoidea) I. *Halictidae*. *Document de Travail Du Projet BELBEES*.

PAULY, A., & VERECKEN, N. (2018). Les abeilles sauvages des pelouses calcaires de Han-sur-Lesse (Hymenoptera: Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 61, 1–39.

PAUL WESTRICH. (2019). *DIE WILDBIENEN DEUTSCHLANDS*. VERLAG EUGEN ULMER.

Prendergast, K. S., Menz, M. H., Dixon, K. W., & Bateman, P. W. (2020). The relative performance of sampling methods for native bees: An empirical test and review of the literature. *Ecosphere*, 11(5), e03076.

Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—Lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361–376. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00201-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00201-4)

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

Potts, S. G., Vulliamy, B., Roberts, S., O’Toole, C., Dafni, A., Ne’eman, G., & Willmer, P. (2005). Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology*, 30(1), 78–85. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00662.x>

Proctor, M. C. F., Yeo, P. F., & Lack, A. J. (1996). *The natural history of pollination*. Timber press.

Pyke, G. H., & Ren, Z. (2023). Floral nectar production: What cost to a plant? *Biological Reviews*, 98(6), 2078–2090. <https://doi.org/10.1111/brv.12997>

Rader, R., Cunningham, S. A., Howlett, B. G., & Inouye, D. W. (2020). Non-Bee Insects as Visitors and Pollinators of Crops: Biology, Ecology, and Management. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 391–407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025055>

Rasmont, P., & Mersch, P. (1988). Première estimation de la dérive faunique chez les bourdons de la Belgique (Hymenoptera: Apidae). *Annales de La Société Royale Zoologique de Belgique*, 118(2), 141–147.

Rasmont, P., & Terzo, M. (2017). *Catalogue et clé des sous-genres et espèces du genre Bombus de Belgique et du nord de la France (Hymenoptera, Apoidea)*. Mons University, Mons.

Revilla, T. A., & Encinas-Viso, F. (2015). Dynamical Transitions in a Pollination–Herbivory Interaction: A Conflict between Mutualism and Antagonism. *PLOS ONE*, 10(2), e0117964. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117964>

Ritchie, A. D., Ruppel, R., & Jha, S. (2016). Generalist Behavior Describes Pollen Foraging for Perceived Oligolectic and Polylectic Bees. *Environmental Entomology*, 45(4), 909–919. <https://doi.org/10.1093/ee/nvw032>

Rodríguez-Gasol, N., Alins, G., Veronesi, E. R., & Wratten, S. (2020). The ecology of predatory hoverflies as ecosystem-service providers in agricultural systems. *Biological Control*, 151, 104405. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104405>

Roquer-Beni, L., Arnan, X., Rodrigo, A., & Bosch, J. (2022). What makes a good pollinator? Relationship between pollinator traits and pollination effectiveness in apple flowers. *Entomologia Generalis*, 42(6), 875–882. <https://doi.org/10.1127/entomologia/2022/1571>

Rotheray, G. E., & Gilbert, F. (2011). The natural history of hoverflies.

Roulston, T. H., & Cane, J. H. (2000). Pollen nutritional content and digestibility for animals. *Plant Systematics and Evolution*, 222(1–4), 187–209. <https://doi.org/10.1007/BF00984102>

Salako, V., Adebajji, A., & Kakai, R. G. (2013). *On the empirical performance of non-metric multidimensional scaling in vegetation studies*.

SCARPARO, G. (2020). Integrative approach to the study of functional morphology and parasitic strategies of myrmecophilous hoverflies.

Schiestl, F. P., Ayasse, M., Paulus, H. F., Löfstedt, C., Hansson, B. S., Ibarra, F., & Francke, W. (2000). Sex pheromone mimicry in the early spider orchid (*Ophrys sphegodes*): Patterns of hydrocarbons as the key mechanism for pollination by sexual deception. *Journal of Comparative Physiology A: Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 186(6), 567–574. <https://doi.org/10.1007/s003590000112>

Schmidt, K., Filep, R., Orosz-Kovács, Z., & Farkas, Á. (2015). Patterns of nectar and pollen presentation influence the attractiveness of four raspberry and blackberry cultivars to pollinators. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 90(1), 47–56. <https://doi.org/10.1080/14620316.2015.11513152>

Schulten, A. (2018). *Zweefvliegen van Nederland en België*. Jeugdbondsuitgeverij.

Scott, V. L., Kelley, S. T., & Strickler, K. (2000). Reproductive Biology of Two *Coelioxys* Cleptoparasites in Relation to Their *Megachile* Hosts (Hymenoptera: Megachilidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 93(4), 941–948. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2000\)093\[0941:RBOTCC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2000)093[0941:RBOTCC]2.0.CO;2)

Sevilleja, C., Collins, S., Warren, M., Wynhoff, I., Van Swaay, C., Dennis, E., Schmucki, R., Barea Azcon, J., Bonelli, S., Bourn, N., & others. (2020). *European Butterfly Monitoring Scheme (eBMS): Network development. Technical report.*

Simpson, D. T., Weinman, L. R., Genung, M. A., Roswell, M., MacLeod, M., & Winfree, R. (2022). Many bee species, including rare species, are important for function of entire plant–pollinator networks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 289(1972), 20212689.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2021.2689>

Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2002). Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands—A mini review. *Biological Conservation*, 104(3), 275–284.

Stökl, J., Brodmann, J., Dafni, A., Ayasse, M., & Hansson, B. S. (2011). Smells like aphids: Orchid flowers mimic aphid alarm pheromones to attract hoverflies for pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1709), 1216–1222.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1770>

Streeter, D. (2017). *Guide Delachaux des fleurs de France et d'Europe*. Delachaux et Niestlé.

Tanis, M. F. (Marco), Marshall, L., Biesmeijer, J. C. (Koos), & Van Kolschoten, L. (2020). Grassland management for meadow birds in the Netherlands is unfavourable to pollinators. *Basic and Applied Ecology*, 43, 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.12.002>

Telfer, M. G., Preston, C. D., & Rothery, P. (2002). A general method for measuring relative change in range size from biological atlas data. *Biological Conservation*, 107(1), 99–109.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00050-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00050-2)

Tenhumberg, B. (1995). Syrphids as natural enemies of cereal aphids in Germany: Aspects of their biology and efficacy in different years and regions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 52(1), 39–43. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(94\)09007-T](https://doi.org/10.1016/0167-8809(94)09007-T)

Thomas, J. A. (1995). Why small cold-blooded insects pose different conservation problems to birds in modern landscapes. *Ibis*, 137(s1). <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb08431.x>

Thomas, I., & Verhetsel, A. (1999). Transport routier et mobilité durable: Un état de la question pour la Belgique. *Hommes et Terres du Nord*, 3(1), 198–204.
<https://doi.org/10.3406/htn.1999.2689>

- Tolman, T., & Lewington, R. (2009). Guide des papillons d'Europe et d'Afrique du Nord (Nouvelle éd. revue et augmentée). Delachaux et Niestlé.
- Tolman, T., & Lewington, R. (2015). *Guide Delachaux des papillons de France: 250 espèces décrites et illustrées*. Delachaux et Niestlé.
- Trochet, A., & Schmeller, D. (2013). Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nature Conservation*, 4, 35–53.
- Van de Meutter, F., Opdekamp, W., & Maes, D. (2021). IUCN Rode Lijst van de zweefvliegen in Vlaanderen 2021.
- Vasiliev, D., & Greenwood, S. (2020). Pollinator biodiversity and crop pollination in temperate ecosystems, implications for national pollinator conservation strategies: Mini review. *Science of The Total Environment*, 744, 140880. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140880>
- Van Swaay, C. A. M., Nowicki, P., Settele, J., & Van Strien, A. J. (2008). Butterfly monitoring in Europe: Methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 17(14), 3455–3469. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9491-4>
- Verbeek, T., Boussauw, K., & Pisman, A. (2014). Presence and trends of linear sprawl: Explaining ribbon development in the north of Belgium. *Landscape and Urban Planning*, 128, 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.022>
- Vereecken, N. J., & McNeil, J. N. (2010). Cheaters and liars: Chemical mimicry at its finest The present review is one in the special series of reviews on animal-plant interactions. In memory of Jan Tengö (1939–2010), who made exceptional contributions to our understanding of the chemical ecology of solitary bees, including chemical mimicry. *Canadian Journal of Zoology*, 88(7), 725–752. <https://doi.org/10.1139/Z10-040>
- Wardhaugh, C. W. (2015). How many species of arthropods visit flowers? *Arthropod-Plant Interactions*, 9(6), 547–565. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9398-4>
- Westerkamp, Ch. (1996). Pollen in Bee-Flower Relations Some Considerations on Melittophily*. *Botanica Acta*, 109(4), 325–332. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00580.x>
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S. G., Roberts, S. P. M., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B. E., Woyciechowski, M., Biesmeijer, J. C., Kunin, W. E., Settele, J., & Steffan-Dewenter, I. (2008). MEASURING BEE DIVERSITY IN DIFFERENT

EUROPEAN HABITATS AND BIOGEOGRAPHICAL REGIONS. *Ecological Monographs*, 78(4), 653–671.
<https://doi.org/10.1890/07-1292.1>

Wilson, C. J., & Jamieson, M. A. (2019). The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. *PLOS ONE*, 14(12), e0225852.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225852>

Wood, T. J. (2023). The genus *Andrena* in Belgium: Revisions, clarifications, and a key for their identification (Hymenoptera: Andrenidae). *Belgian Journal of Entomology*, 135(1).

Woodcock, B. A., Edwards, M., Redhead, J., Meek, W. R., Nuttall, P., Falk, S., Nowakowski, M., & Pywell, R. F. (2013). Crop flower visitation by honeybees, bumblebees and solitary bees: Behavioural differences and diversity responses to landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 171, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.005>

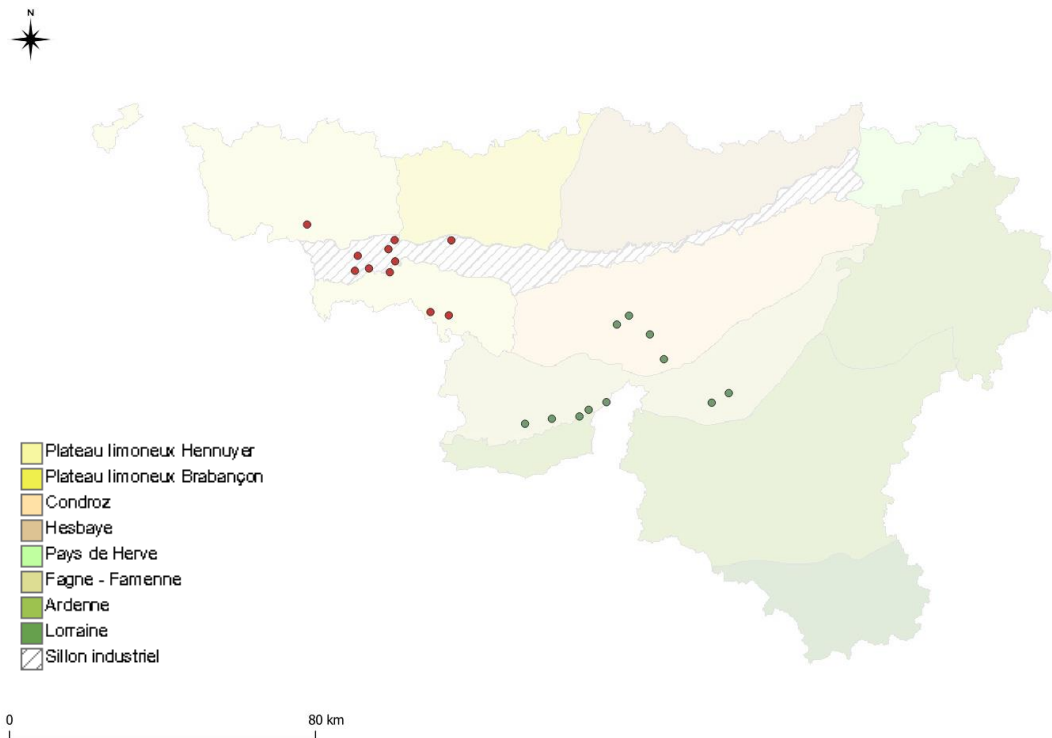
Xiao, Y., Li, X., Cao, Y., & Dong, M. (2016). The diverse effects of habitat fragmentation on plant–pollinator interactions. *Plant Ecology*, 217(7), 857–868. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0608-7>

Yang, S., & Berdine, G. (2015). The negative binomial regression. *The Southwest Respiratory and Critical Care Chronicles*, 3(10), 50–54.

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: Only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

8. Annexes

Annexe 1 : Carte de la Wallonie reprenant la localisation des différents sites échantillonnés. Les points bruns sont les pelouses humides et les points verts sont les pelouses calcaires.



Annexe 2 : Classification des différents types d'habitats utilisés durant cette étude.

Map Class	Map Code	Related EAGLE Code	Percentage of Land Area [%] Based on 2018 Product
Water	10	LCC-3	0.73
Natural Material Surfaces with less than 10% vegetation	15	LCC-1_2	0.32
Artificially sealed ground surface	20	LCC-1_1_1_3	5.75
Building, specific structures and facilities	21	LCC-1_1_1_1 LCC-1_1_1_2	1.99
Herbaceous in rotation during the year (e.g., crops)	30	LCC-2_2	23.94
Grassland with intensive management	35	LCC-2_2	27.57
Grassland and scrub of biological interest	40	LCC-2_2	1.82
Inundated grassland and scrub of biological interest	45	LCC-2_2 & LCH-4_4_2	0.22
Vegetation of recently disturbed area (e.g., clear cut)	48	LCC-2_2 & LCH-3_8	2.64
Coniferous trees (≥3 m)	50	LCC-2_1_1 & LCH-3_1_1	11.24
Small coniferous trees (<3 m)	51	LCC-2_1_2 & LCH-3_1_1	0.40
Broadleaved trees (≥3 m)	55	LCC-2_1_1 & LCH-3_1_2	21.63
Small broadleaved trees (<3 m) and shrubs	56	LCC-2_1_2 & LCH-3_1_2	1.75

} Eau

} Sol nu

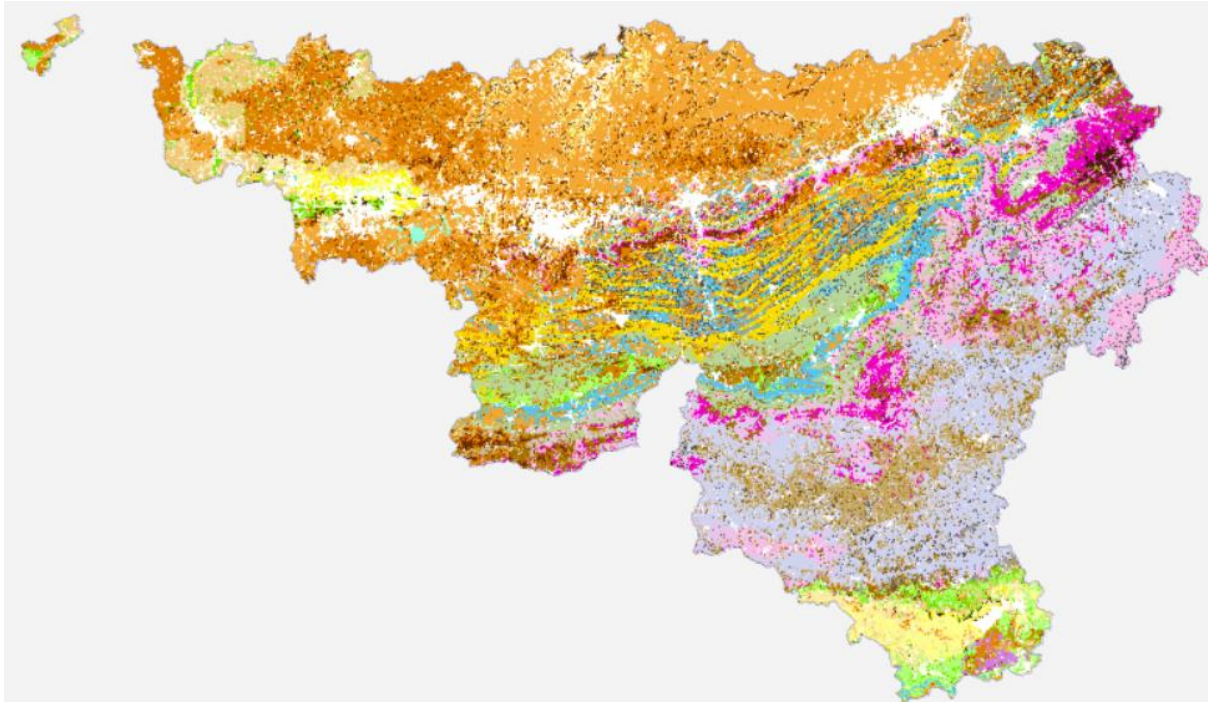
} Surfaces artificielles

} Surfaces agricoles

} Prairies fleuries

} Forêts

Annexe 3 : Nombre d'abeilles , menacées et manquant d'informations, regroupées par statut IUCN et par habitat (wetgrasslands = les pelouses humides et calcareousgrasslands = les pelouses calcaires)



■ Sols limono-caillouteux à charge calcaire ou contenant du calcaire et à drainage naturel quasi-exclusivement favorable

■ Sols limono-caillouteux à charge de grès calcaire ou de grès argilo-calcaire et à drainage naturel favorable à imparfait

Annexe 4 : Inventaire des espèces d'abeilles collectées sur les pelouses calcaires avec le nombre d'individus par espèce ainsi que leur statut IUCN.

Espèce	Statut IUCN (Belgique)	Nombre d'individus
<i>Andrena flavipes</i>	LC	3
<i>Andrena minutula</i>	LC	1
<i>Andrena minutuloides</i>	DD	1
<i>Andrena ovatula</i>	NT	3
<i>Anthophora furcata</i>	LC	1
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	DD	2
<i>Bombus hortorum</i>	NT	1
<i>Bombus lapidarius</i>	LC	79
<i>Bombus pascuorum</i>	LC	76
<i>Bombus pratorum</i>	LC	1
<i>Bombus ruderarius</i>	EN	2
<i>Bombus rupestris</i>	EN	1
<i>Bombus sensu stricto</i>	NE	43
<i>Bombus vestalis</i>	NT	1
<i>Halictus rubicundus</i>	LC	4
<i>Halictus scabiosae</i>	LC	14
<i>Halictus sexcinctus</i>	VU	1
<i>Halictus simplex</i>	EN	2
<i>Lasioglossum calceatum</i>	LC	2
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	LC	6
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	LC	6
<i>Lasioglossum medinai</i>	DD	1
<i>Lasioglossum morio</i>	LC	11
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	LC	6
<i>Lasioglossum semilucens</i>	LC	2
<i>Lasioglossum villosulum</i>	LC	3
<i>Megachile alpicola</i>	VU	1
<i>Megachile centuncularis</i>	LC	1
<i>Megachile pyrenaea</i>	LC	2
<i>Megachile rotundata</i>	LC	1
<i>Megachile versicolor</i>	LC	1
<i>Megachile willughbiella</i>	LC	2
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	LC	1
<i>Nomada flavoguttata</i>	LC	1

Osmia_aurulenta	NT	1
Seladonia_tumulorum	LC	5
Sphecodes_crassus	LC	2
Sphecodes_ephippius	LC	1
Sphecodes_hyalinatus	LC	1
Sphecodes_monilicornis	LC	3
Sphecodes_pellucidus	LC	1
Sphecodes_pseudofasciatus	DD	2
Sphecodes_rufiventris	CR	2
Trachusa_byssina	LC	4

Annexe 5 : Inventaire des espèces d'abeilles collectées sur les pelouses humides avec le nombre d'individus par espèce ainsi que leur statut IUCN

Espèce	Statut IUCN (Belgique)	Nombre d'individus
Bombus_hortorum	NT	1
Bombus_hypnorum	LC	11
Bombus_lapidarius	LC	107
Bombus_pascuorum	LC	305
Bombus_pratorum	LC	5
Bombus_sensu_stricto	NE	57
Bombus_sylvestris	LC	8
Bombus_vestalis	NT	11
Andrena_dorsata	LC	5
Andrena_flavipes	LC	9
Andrena_minutula	LC	4
Andrena_minutuloides	DD	1
Andrena_rosae	LC	4
Anthidium_manicatum	LC	4
Anthidium_oblongatum	LC	2
Coelioxys_inermis	LC	1
Colletes_daviesanus	LC	36
Colletes_hederae	LC	1
Colletes_similis	LC	2
Halictus_maculatus	VU	1
Halictus_quadricinctus	CR	1

Halictus_rubicundus	LC	1
Halictus_scabiosae	LC	30
Halictus_simplex	EN	1
Hoplitis_adunca	LC	1
Hylaeus_brevicornis	DD	1
Hylaeus_communis	DD	4
Hylaeus_hyalinatus	DD	1
Hylaeus_paulus	DD	1
Hylaeus_pictipes	DD	1
Lasioglossum_albipes	NT	2
Lasioglossum_calceatum	LC	13
Lasioglossum_laticeps	LC	1
Lasioglossum_leucozonium	LC	1
Lasioglossum_malachurum	LC	1
Lasioglossum_morio	LC	4
Lasioglossum_pauxillum	LC	27
Lasioglossum_sexstrigatum	LC	1
Lasioglossum_villosulum	LC	1
Lasioglossum_zonulum	LC	2
Macropis_europaea	LC	10
Megachile_ericetorum	LC	4
Megachile_genalis	CR	1
Megachile_leachella	VU	2
Megachile_ligniseca	LC	2
Megachile_pilidens	CR	1
Megachile_versicolor	LC	2
Megachile_willughbiella	LC	2
Melitta_leporina	LC	2
Melitta_nigricans	LC	5
Nomada_flavoguttata	LC	1
Nomada_sheppardana	LC	1
Osmia_leaiana	LC	2
Seladonia_confusa	VU	1
Seladonia_tumulorum	LC	1
Sphecodes_albilabris	LC	2
Sphecodes_ephippius	LC	1
Sphecodes_longulus	LC	1
Sphecodes_miniatus	LC	1
Sphecodes_monilicornis	LC	1
Stelis_punctulatissima	LC	1

Annexe 6 : Inventaire des espèces de syrphes collectées sur les pelouses calcaires avec le nombre d'individus ainsi que leur statut IUCN

Espèce	Statut IUCN (Belgique)	Nombre d'individus
<i>Chrysotoxum_festivum</i>	LC	1
<i>Dasysyrphus_albostriatus</i>	LC	2
<i>Episyrphus_balteatus</i>	LC	21
<i>Eristalis_arbustorum</i>	LC	1
<i>Eristalis_nemorum</i>	LC	9
<i>Eristalis_pertinax</i>	LC	6
<i>Eristalis_similis</i>	LC	1
<i>Eristalis_tenax</i>	LC	106
<i>Eupeodes_corollae</i>	LC	8
<i>Eupeodes_luniger</i>	LC	3
<i>Helophilus_pendulus</i>	LC	1
<i>Helophilus_trivittatus</i>	LC	1
<i>Melanostoma_mellinum</i>	LC	53
<i>Melanostoma_scalare</i>	LC	2
<i>Merodon_equestris</i>	LC	2
<i>Paragus_haemorrhous</i>	LC	12
<i>Platycheirus_clypeatus</i>	LC	1
<i>Scaeva_pyrastris</i>	LC	7
<i>Sphaerophoria_scripta</i>	LC	105
<i>Syrirta_pipiens</i>	LC	15
<i>Volucella_bombylans</i>	LC	1

Annexe 7 : Inventaire des espèces de syrphes collectées sur les pelouses humides avec le nombre d'individus ainsi que leur statut IUCN

Espèce	Statut IUCN (Belgique)	Nombre d'individus
<i>Cheilosia_albitarsis</i>	LC	1
<i>Cheilosia_barbata</i>	VU	1
<i>Cheilosia_illustrata</i>	VU	2
<i>Cheilosia_pagana</i>	LC	5
<i>Cheilosia_proxima</i>	LC	4
<i>Cheilosia_ruffipes</i>	NE	2
<i>Cheilosia_vernalis</i>	LC	1
<i>Chrysogaster_solstitialis</i>	LC	1
<i>Chrysotoxum_bicinctum</i>	VU	1
<i>Chrysotoxum_festivum</i>	LC	1
<i>Dasysyrphus_albostriatus</i>	LC	2
<i>Episyrphus_balteatus</i>	LC	74
<i>Eristalinus_aeneus</i>	LC	2
<i>Eristalinus_sepulchralis</i>	LC	6
<i>Eristalis_arbustorum</i>	LC	35
<i>Eristalis_nemorum</i>	LC	66
<i>Eristalis_pertinax</i>	LC	45
<i>Eristalis_tenax</i>	LC	105
<i>Eupeodes_luniger</i>	LC	1
<i>Ferdinandea_cuprea</i>	LC	1
<i>Helophilus_pendulus</i>	LC	30
<i>Helophilus_trivittatus</i>	LC	10
<i>Melanostoma_mellinum</i>	LC	7
<i>Melanostoma_scalare</i>	LC	2
<i>Meliscaeva_auricollis</i>	LC	2
<i>Myathropa_florea</i>	LC	19
<i>Neoascia_meticulosa</i>	LC	1
<i>Neoascia_tenur</i>	LC	1
<i>Neocnemodon_vitripennis</i>	LC	1
<i>Pipiza_noctiluca</i>	LC	1
<i>Pipizella_viduata</i>	LC	5
<i>Platycheirus_albimanus</i>	LC	8
<i>Platycheirus_angustatus</i>	LC	1
<i>Platycheirus_europaeus</i>	LC	2

Platycheirus_fulviventris	LC	1
Platycheirus_occultus	LC	1
Platycheirus_scutatus	LC	2
Pyrophaena_rosarum	LC	6
Riponnensia_splendens	LC	1
Sericomyia_silentis	LC	1
Sphaerophoria_scripta	LC	45
Syrpitta_pipiens	LC	37
Syrphus_ribesii	LC	28
Syrphus_torvus	LC	2
Syrphus_vitripennis	LC	16
Temnostoma_bombylans	LC	1
Tropidia_scita	LC	1
Volucella_bombylans	LC	4
Xylota_segnis	LC	3

Annexe 8 : Inventaire des espèces de papillons collectées sur les pelouses humides ainsi que leur statut IUCN.

Espèce	Statut IUCN (Belgique)
<i>Aglais_io</i>	LC
<i>Aglais_urticae</i>	LC
<i>Aphantopus_hyperantus</i>	LC
<i>Aporia_crataegi</i>	LC
<i>Argynnis_paphia</i>	LC
<i>Aricia_agemis</i>	LC
<i>Boloria_dia</i>	EN
<i>Brenthis_daphne</i>	NE
<i>Celastrina_argiolus</i>	LC
<i>Coenonympha_arcania</i>	VU
<i>Coenonympha_pamphilus</i>	LC
<i>Coenonympha_arcania</i>	DD
<i>Gonepteryx_rhamni</i>	LC
<i>Iphiclides_podalirius</i>	VU
<i>Lasiommata_megera</i>	LC
<i>Lycaena_phlaeas</i>	LC
<i>Lysandra_coridon</i>	VU
<i>Maniola_jurtina</i>	LC
<i>Melanargia_galatea</i>	LC
<i>Papilio_machaon</i>	LC
<i>Pararge_aegeria</i>	LC
<i>Pieris_brassicae</i>	LC
<i>Pieris_napi</i>	LC
<i>Pieris_rapae</i>	LC
<i>Pieris_rapae</i>	LC
<i>Polyommatus_icarus</i>	LC
<i>Pyronia_tithonus</i>	LC
<i>Satyrium_ilicis</i>	CR
<i>Spialia_sertorius</i>	LC
<i>Thecla_betulae</i>	LC
<i>Thymelicus_acteon</i>	DD
<i>Thymelicus_acteon</i>	EN
<i>Thymelicus_lineola</i>	NT
<i>Thymelicus_sylvestris</i>	LC
<i>Vanessa_atalanta</i>	NE

Annexe 9 : Inventaire des espèces de papillons collectées sur les pelouses humides ainsi que leur statut IUCN.

Espèce	Statut IUCN (Belgique)
Aglais_io	LC
Aglais_urticae	LC
Apatura_iris	LC
Aphantopus_hyperantus	LC
Araschnia_levana	LC
Argynnis_paphia	LC
Aricia_agestis	LC
Brenthis_daphne	NE
Carcharodus_alceae	LC
Celastrina_argiolus	LC
Coenonympha_pamphilus	LC
Colias_crocea	NE
Gonepteryx_rhamni	LC
Lycaena_phlaeas	LC
Maniola_jurtina	LC
Melanargia_galathea	LC
Ochlodes_sylvanus	LC
Papilio_machaon	LC
Pararge_aegeria	LC
Pieris_brassicae	LC
Pieris_napi	LC
Pieris_rapae	LC
Polygonia_c-album	LC
Polyommatus_icarus	LC
Pyronia_tithonus	LC
Thymelicus_lineola	NT
Thymelicus_sylvestris	LC
Vanessa_atalanta	NE
Vanessa_cardui	NE

Annexe 10 : Indices de diversité des syrphes pour chaque site de la province de Namur

Site	N0r	N1r	N2r
GT	2,632160532	2,446298357	2,24455467
TS	1,395708951	1,34231892	1,286196906
CH	2,480515135	2,324649267	2,153786664
MC	8,560568342	9,05962716	10
TB	1,512093198	1,448664197	1,379754506
TF	2,151515621	2,019960337	1,876424508
BR	1,263952522	1,218665429	1,175968348
DB	2,123024834	2,002242654	1,869922735
MS	1,828558449	1,734295169	1,630540247
PF	2,29820389	2,138596902	1,964890971
AW	1,890315629	1,783431363	1,6673851

Annexe 11 : Indices de diversité des syrphes pour chaque site de la province du Hainaut

Site	N0r	N1r	N2r
BE1MER07	5,952237246	5,293689981	4,585001501
BE1VIL01	11,80150317	10,36681017	8,843459031
BE1RON18	6,239055417	5,580950956	4,869937087
BE1MAR10	6,78687221	6,16399369	5,51177285
BE1WAD08	4,283564302	3,913826507	3,515830292
BE1TIL03	4,19995281	3,86118558	3,496408195
BE1FOS06	5,135100141	4,610085601	4,045727031
BE1GAR14	4,229876206	3,833279659	3,414063559
BE1LAR12	3,206171181	2,906421623	2,585437578
BE1QUA11	1,985875215	1,880158175	1,763983193
BE1TES19	1	1	1

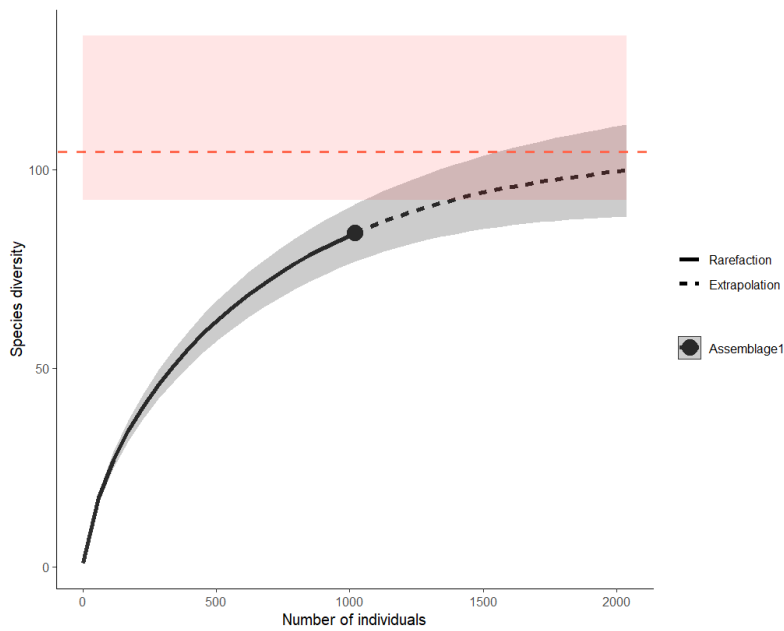
Annexe 12 : Indices de diversité des abeilles pour chaque site de la province de Namur

Site	N0r	N1r	N2r
PF	1,904220081	1,77268235	1,643441327
TB	7,60169244	5,926991579	4,561011425
AW	1,180574274	1,147351681	1,117159416
MC	7,274964481	6,343339672	5,465816438
MS	7,511940398	6,145879797	4,960115852
TS	3,090414718	2,803254307	2,528695647
GT	4,411116715	4,005113494	3,629026341
BR	6,483436924	7,03195384	8
CH	6,547731495	5,765792543	5,050362974
TF	6,805051858	5,755197444	4,774940756
DB	12,20553412	9,753287585	7,803927011

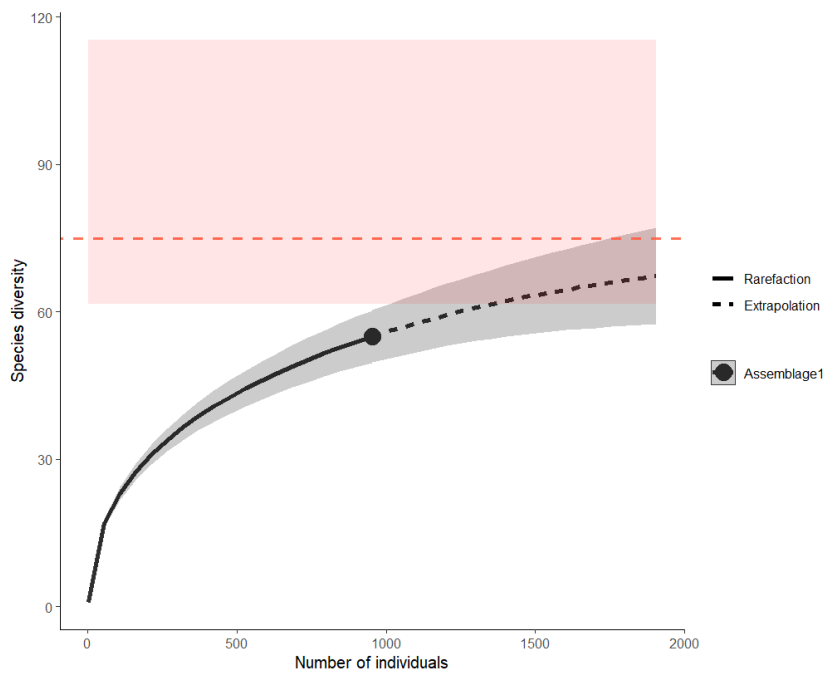
Annexe 13 : Indices de diversité des abeilles pour chaque site de la province du Hainaut

Site	N0r	N1r	N2r
BE1FOS06	3,970446812	3,461278089	2,991763933
BE1GAR14	4,883288957	3,590018277	2,691418861
BE1MAR10	6,355541211	3,406740097	2,207275503
BE1TIL03	4,691772494	3,479340149	2,625257138
BE1LAR12	2,730622068	2,457213941	2,19666858
BE1VIL01	3,923848472	3,504395603	3,107857254
BE1MER07	3,565013594	3,110194874	2,690848384
BE1RON18	15,92352181	11,68943179	8,223338005
BE1QUA11	3,983062825	3,493383824	3,045819528
BE1WAD08	2,22944045	1,987516036	1,770030338
BE1TES19	3,619271809	3,242550482	2,88337963

Annexe 14 : Courbe d'accumulation des espèces montrant la variation de la richesse spécifique des espèces d'abeilles en fonction de l'effort d'échantillonnage.



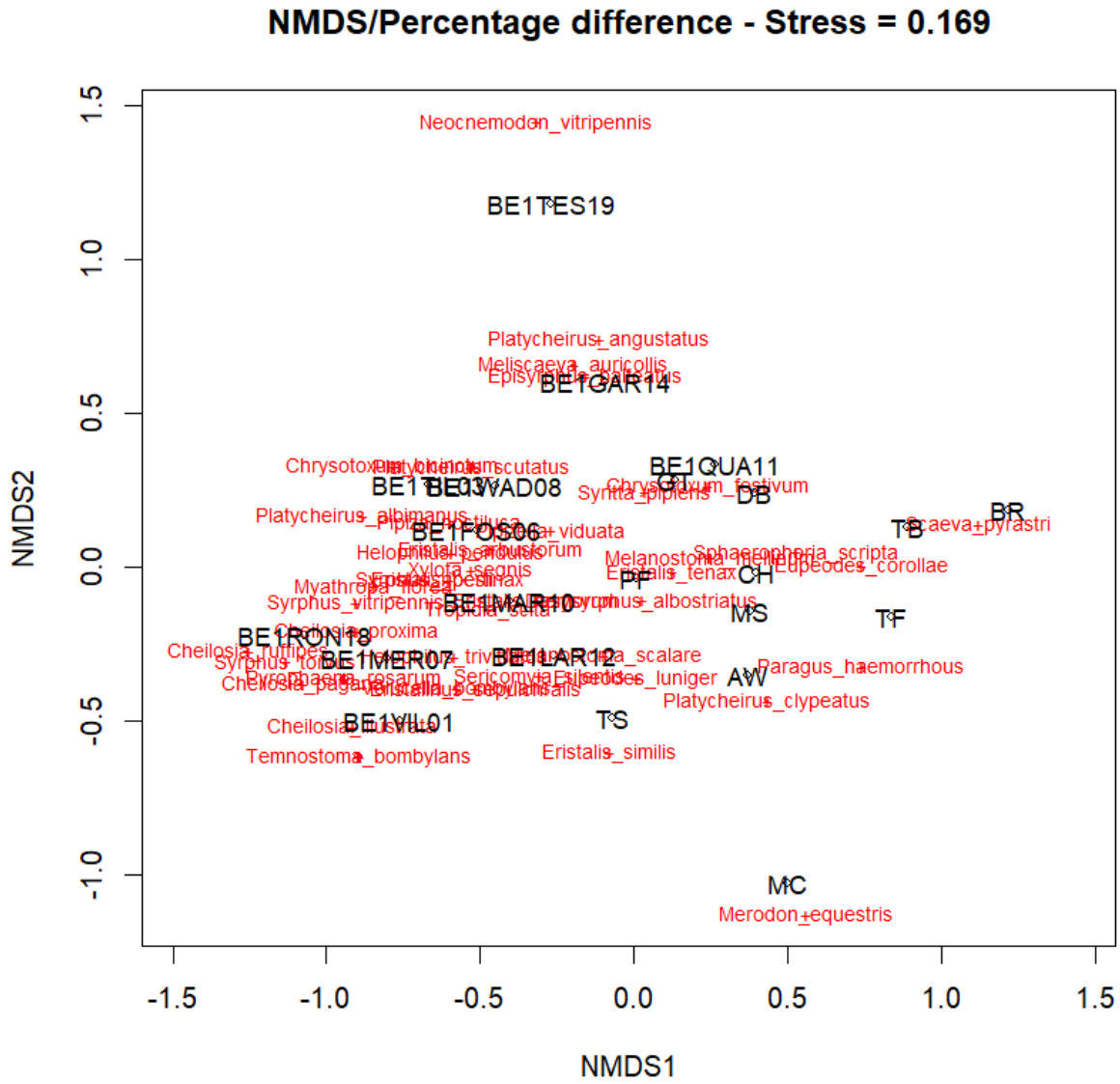
Annexe 15 : Courbe d'accumulation des espèces montrant la variation de la richesse spécifique des espèces de syrphes en fonction de l'effort d'échantillonnage.



Annexe 16 : Tableau reprenant les indices de Hanski pour chaque site

Site	Connectivité (indice de Hanski)	Région
BE1FOS06	565,90	Hainaut
BE1GAR14	2581,24	Hainaut
BE1LAR12	1985,32	Hainaut
BE1MAR10	2111,22	Hainaut
BE1MER07	1719,27	Hainaut
BE1QUA11	504,07	Hainaut
BE1RON18	795,75	Hainaut
BE1TES19	1031,50	Hainaut
BE1TIL03	2287,54	Hainaut
BE1VIL01	967,02	Hainaut
BE1WAD08	914,28	Hainaut
AW	1802,64	Namur
BR	3773,59	Namur
CH	1813,82	Namur
DB	1839,54	Namur
GT	3676,11	Namur
MC	804,02	Namur
MS	1671,55	Namur
PF	1523,92	Namur
TB	3745,95	Namur
TF	2454,29	Namur
TS	1747,01	Namur

Annexe 17 : NMDS représentant les espèces de syrphes et les différents sites étudiés.



Annexe 19 : NMDS représentant les espèces de papillons et les sites étudiés. Les numéros de 1 à 11 représentent les pelouses humides et les numéros de 12 à 22 représentent les pelouses calcaires.

